



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS TRINDADE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
CURSO CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Kathleen Cauana Hames

**Impactos das Mudanças Climáticas na Distribuição de *Varronia curassavica* Jacq.
(Boraginaceae) na América do Sul**

Florianópolis
2026

Kathleen Cauana Hames

**Impactos das Mudanças Climáticas na Distribuição de *Varronia curassavica* Jacq.
(Boraginaceae) na América do Sul**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Ciências Biológicas do Centro Ciências Biológicas, Campus Trindade, da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharela em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Suzana de Fatima Alcantara
Coorientadora: Dr.^a Cristiane Ritter Rauber

Florianópolis

2026

Kathleen Cauana Hames

**Impactos das Mudanças Climáticas na Distribuição de *Varronia curassavica* Jacq.
(Boraginaceae) na América do Sul**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharela e
aprovado em sua forma final pelo Curso Ciências Biológicas.

Local Florianópolis, 29 de junho de 2026



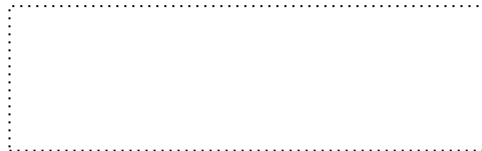
Coordenação do Curso

Banca examinadora



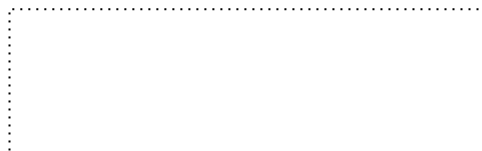
Prof.^a Dr.^a Suzana de Fatima Alcantara

Orientadora



Dr.^a Marcia Patricia Hoeltgebaum

FAPESC



Prof.^a Dr.^a Stella Mata de Lara Rocha

IP/JBRJ

Florianópolis, 2026.

Dedico este trabalho a minha família e amigos, que através do seu amor infinito me mostraram que a experiência humana é atravessada por encontros, desencontros e despedidas que nos constituem e edificam como seres.

A felicidade é como a gota
De orvalho numa pétala de flor
Brilha tranquila
Depois de leve oscila
E cai como uma lágrima de amor

Antonio Carlos Jobim

Hames, Kathleen Cauana

Impactos das Mudanças Climáticas na Distribuição de *Varronia curassavica* Jacq. (Boraginaceae) na América do Sul / Kathleen Cauana Hames ; orientadora, Suzana de Fatima Alcaranta, coorientador, Cristiane =Ritter Rauber , 2026.

41 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2026.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Fitogeografia. 3. Plantas medicinais. 4. Plantas nativas. 5. Vulnerabilidade costeira. I. de Fatima Alcaranta, Suzana . II. =Ritter Rauber ,Cristiane . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

RESUMO

As mudanças climáticas alteram os padrões de distribuição das espécies ao deslocar as condições ambientais que delimitam seus nichos. Este estudo teve como objetivo modelar a distribuição potencial atual e futura de *Varronia curassavica* (erva-baleeira) na América do Sul e avaliar os impactos das mudanças climáticas sobre suas áreas de alta adequabilidade em diferentes altitudes. Os registros de ocorrência foram obtidos no GBIF e submetidos à limpeza no ambiente R, resultando em 2.465 pontos distribuídos em 16 países. A modelagem foi conduzida com o algoritmo MaxEnt, a partir de nove preditores ambientais, bioclimáticos, edáficos e topográfico, selecionados por análise de multicolinearidade (VIF), na resolução de 2,5 minutos de arco. As projeções futuras (2081–2100) empregaram o modelo climático global BCC-CSM2-MR sob dois cenários, otimista (SSP1-2.6) e pessimista (SSP5-8.5), e as mudanças na área de distribuição foram quantificadas com a função `biomod_rangesize`, adotando-se o limiar de adequabilidade de 0,75. Os modelos apresentaram bom desempenho ($AUC \geq 0,808$). A área atual de alta adequabilidade ($\approx 332.165 \text{ km}^2$) concentrou-se no litoral atlântico, na Cordilheira dos Andes e na região do Gran Chaco. As projeções indicaram retração líquida de $-5,9\%$ (cenário otimista) e $-8,8\%$ (pessimista), acompanhada de reorganização espacial expressiva, com perda bruta de $31,3\%$ a $40,8\%$ da área atualmente adequada. A espécie mostrou forte associação a ambientes litorâneos de baixa altitude, particularmente a compressão costeira. Conclui-se que *V. curassavica* deverá sofrer redução e reorganização de sua distribuição potencial mesmo sob cenários conservadores, o que reforça a necessidade de monitoramento das populações e de manutenção da conectividade da paisagem, sobretudo em ambientes de restinga.

Palavras-chave: Fitogeografia; Plantas medicinais; Plantas nativas; Vulnerabilidade costeira;

ABSTRACT

Climate change reshapes species' distributions by shifting the environmental conditions that define their ecological niches. This study aimed to model the current and future potential distribution of *Varronia curassavica* (erva-baleeira) in South America and to assess the impacts of climate change on its highly suitable areas across an altitudinal gradient. Occurrence records were retrieved from GBIF and cleaned in R, yielding 2,465 points across 16 countries. Distribution was modeled with the MaxEnt algorithm using nine environmental predictors — bioclimatic, edaphic, and topographic — retained after a multicollinearity screening (VIF), at a spatial resolution of 2.5 arc-minutes. Future projections (2081–2100) relied on the BCC-CSM2-MR global climate model under two contrasting scenarios, an optimistic (SSP1-2.6) and a pessimistic one (SSP5-8.5), and range changes were quantified with the `biomod_rangesize` function, applying a suitability threshold of 0.75. The models performed well ($AUC \geq 0.808$). Currently, highly suitable areas ($\approx 332,165 \text{ km}^2$) were concentrated along the Atlantic coast, the Andes, and the Gran Chaco. Projections pointed to a net contraction of -5.9% under the optimistic scenario and -8.8% under the pessimistic one, coupled with a marked spatial reorganization, as gross losses reached 31.3% to 40.8% of the currently suitable area. The species proved strongly tied to low-elevation coastal environments, which are especially exposed to coastal squeeze. Overall, *V. curassavica* is expected to undergo range reduction and reorganization even under conservative scenarios, underscoring the need to monitor existing populations and preserve landscape connectivity, particularly in restinga environments.

Keyword: Phytogeography; Medicinal Plants; Native Plants; Cost vulnerability.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
2.1	BANCO DE DADOS	12
2.2	VARIÁVEIS UTILIZADAS NAS MODELAGENS.....	13
2.3	MODELAGEM DAS ÁREAS ATUAIS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL	14
2.4	PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL FUTURA	15
2.5	MUDANÇAS NA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO	16
2.6	PERFIL ALTITUDINAL	17
3	RESULTADOS.....	17
3.1	BANCO DE DADOS DE OCORRÊNCIA	17
3.2	VARIÁVEIS UTILIZADAS NAS MODELAGENS.....	18
3.3	DESEMPENHO E VALIDAÇÃO DOS DADOS E MODELOS.....	19
3.4	IMPACTOS DOS CENÁRIOS FUTUROS.....	19
3.5	PERFIL ALTITUDINAL	22
4	DISCUSSÃO	23
5	CONCLUSÃO.....	27

INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies refere-se, no âmbito da biogeografia, à localização das populações de uma espécie no espaço geográfico, compreendendo onde elas estão situadas, como variam no espaço e quais as causas dessa variação (HORTAL et al., 2012). A perspectiva clássica infere que a distribuição resulta de um complexo de interações multifacetadas que compreende condições ambientais, interações ecológicas e processos históricos (GRINNELL, 1917; ELTON, 1927; JACKSON; OVERPECK, 2000). Diante de uma macroescala continental, os fatores abióticos climáticos como variáveis de temperatura e precipitação, as quais estabelecem limites de forma direta sobre a espécie ou indiretamente sobre o recurso, conferem maior grau de importância para os limites da distribuição (SVENNING; SKOV, 2005; WIENS, 2011). Em escalas menores, a importância dessas variáveis é substituída por fatores físicos como topografia, pH e este rearranjo possui barreiras geográficas que agem como um outro aspecto limitante, interferindo na capacidade de dispersão e colonização de novas áreas (HORTAL et al., 2012). A distribuição resultante dessas forças é um padrão espacial dinâmico, no qual populações expandem, contraem ou se extinguem em resposta a gradientes ambientais e interações ecológicas (AGUIAR et al., 2021).

O nicho ecológico e o climático constituem o arcabouço conceitual que fundamenta a compreensão dos padrões de distribuição das espécies (CARRETERO; SILLERO, 2016). Concepções clássicas definiram o nicho ecológico como o local de ocorrência de uma espécie a partir de um conjunto de condições abióticas e especializações, preferências de forrageamento e habitat (GRINNELL, 1917), bem como sua posição no meio levando em consideração suas relações bióticas (ELTON, 1927). Posteriormente os conceitos dos nichos Grinnellianos e Eltonianos se desdobraram em duas categorias: nicho fundamental e nicho realizado, em que o nicho fundamental é o espaço ambiental potencial que pode ser ocupado por uma espécie, dentro do qual ela persiste indefinidamente, enquanto o nicho realizado representa com um subconjunto do nicho fundamental e reflete o espaço efetivamente ocupado pela espécie, tendo em vista as relações interespecíficas e intraespecíficas (HUTCHINSON, 1957). O nicho climático aborda o conjunto de variáveis climáticas que definem os limites da distribuição geográfica de uma espécie, de forma a possibilitar projeções sob cenários futuros (HEIKKINEN et al., 2006). Na literatura de modelagem de distribuição de espécies (*Species Distribution Model* – SDMs), o nicho climático é frequentemente referido como envelope bioclimático, este termo generalista surge na tentativa de contornar as limitações das palavras "clima" ou

"bioclima", visto que a distribuição da espécie pode abranger covariáveis ambientais (Araújo, 2012).

Em escala global, estima-se que entre 7% e 16% das espécies de plantas vasculares perderão mais de 90% de sua área de distribuição ao longo do século XXI, sendo essas perdas impulsionadas principalmente pela destruição de habitat induzida pelo clima, e não apenas pela limitação de dispersão (WANG et al., 2026). As projeções pessimistas, segundo o Relatório Especial sobre Cenários de Emissões (*Special Report Emission Scenarios* — SRES), que levam em consideração as altas taxas de emissão de CO₂, indicam que até 2100 as regiões tropicais e temperadas da América do Sul estarão sujeitas a condições climáticas não análogas e com pouca sobreposição do clima atua. As mudanças climáticas em conjunto com a perda de habitat por pressões antrópicas são algumas das principais ameaças globais à biodiversidade, pois alteram padrões na distribuição e abundância relativa das espécies (BROOK et al., 2008; SEGAN et al., 2016; WALTHER et al., 2002; WILLIAMS et al., 2008). O aumento acelerado das temperaturas, as alterações nos regimes de precipitação e a crescente frequência de eventos climáticos extremos estão causando mudanças abióticas significativas, como apontam estudos realizados (ANJOS; TOLEDO, 2018; GARCIA et al., 2014; HERNÁNDEZ-DELGADO, 2015; LEÃO et al., 2021; MARENGO, 2007; SEGAN et al., 2016; et al., WILLIAMS; JACKSON, 2007). Apesar dos esforços em quantificar estas mudanças, sua velocidade e dimensão podem se sobressair as respostas biológicas, resultando na maior possibilidade de retração da distribuição promovido pelo conservadorismo de nicho (PARMESAN et al., 2003; PETERSON et al., 1999; POLOCZANSKA et al., 2013).

Frente as mudanças na conformação espacial das espécies mediadas por eventos climáticos diretos e indiretos, os Modelos de Nicho Ecológico (*Ecological Niche Models* – ENMs) emergem como ferramentas essenciais para antecipar respostas biológicas às mudanças ambientais e subsidiar estratégias de conservação (ELITH, 2017), por meio da predição da distribuição atual em áreas não amostradas (interpolação), e da projeção de ocorrência futura (extrapolação, ELITH; LEATHWICK, 2009). Embora os nichos ecológicos simplifiquem as relações complexas resultantes da distribuição das espécies, estes podem auxiliar na compreensão espacial fundamental, realizada pelas mesmas (CHASE; LEIBOLD, 2003; MCINERNEY; ETIENNE, 2012; SAX et al., 2013). O algoritmo de máxima entropia (*Maximum Entropy* – MaxEnt) apresenta grande destaque pela ampla aplicação na modelagem de nicho, em que os modelos são gerados a partir de registros de presença e variáveis ambientais contínuas, sendo particularmente adequado para espécies com dados de ausência escassos (PHILLIPS et al., 2006).

A espécie *Varronia curassavica* Jacq. é uma planta da família Boraginaceae com hábito arbustivo e ocorrência relacionada a biomas tropicais sazonalmente secos (BARROSO et al., 2002; POWO, 2026). Sua distribuição nativa vai do México à América tropical, incluindo a América Central e o Caribe (POWO, 2026). No Brasil, a espécie é popularmente conhecida como erva-baleeira e classificada como nativa da Mata Atlântica, na qual a ocorrência esta predominantemente associada a planícies costeiras, como parte da fitofisionomia arbustiva de Restinga (FALKENBERG, 1999). As comunidades tradicionais caiçaras ao longo do litoral do brasileiro utilizam a espécie como planta medicinal (ARAÚJO, 2012). Suas atividades biológicas antibacteriana, antioxidante e antibiótica juntamente aos efeitos farmacológicos anti-inflamatórios são discutidos na literatura e reconhecidos por órgãos vinculados à saúde (BRASIL, 2011; CORADIN et al., 2011; MATIAS et al., 2015). A espécie também foi descrita em vegetações semiáridas na região correspondente ao *Gran Chaco* na Argentina e Paraguai (JOHNSTON, 1930; MORONI et al., 2022), bem como em países andinos com altitudes elevadas como Colômbia, Peru e Venezuela (BERNAL et al., 2016; HEIM, 2024; JOHNSTON, 1930). Diante do exposto, o presente trabalho propõe modelar o nicho potencial atual e futuro de *V. curassavica* na América do Sul a partir do modelo climático global BCC-CSM2-MR, a fim de elucidar os impactos futuros das mudanças climáticas nas áreas com alta adequabilidade da espécie em diferentes altitudes.

1 MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 BANCO DE DADOS

Os dados de ocorrência da espécie *Varronia curassavica* Jacq. na América do Sul foram obtidos via Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade (*Global Biodiversity Information Facility* — GBIF; GBIF, 2024), mediante busca pelo nome científico e sinônimos listadas no Flora e Funga do Brasil. A limpeza das coordenadas foi realizada no ambiente R (R CORE TEAM, 2025) com o pacote *CoordinateCleaner* (ZIZKA et al., 2019). Os filtros utilizados para exclusão de registros indesejados foram: centroides de cidades e capitais de estado, herbários, museus, sede do GBIF, pontos inconsistentes (outliers), além de coordenadas inválidas (zeros ou duplicadas).

A área de calibração foi delimitada à porção da América do Sul pois a mesma representa uma unidade continental contínua (O'DEA et al., 2016), limitada pelos oceanos Atlântico e Pacífico e conectada à América Central pelo Istmo do Panamá, caracterizando um bloco biogeográfico coeso (BARVE et al., 2011). Esse recorte abrange o gradiente ambiental ocupado

pela espécie na região, de interiores semiáridos e planícies litorâneas ao gradiente altitudinal andino, assegurando a representatividade da diversidade de condições climáticas, edáficas e topográficas associadas à sua ocorrência. A mesma extensão foi mantida nas projeções atual e futuras.

A busca nas bases de dados contou com 4.478 registros de ocorrência de *V. curassavica* distribuídos em 16 países da América do Sul e três ilhas continentais (ABC). As ilhas de Aruba, Bonaire e Curaçao (ABC), foram incluídas no conjunto de ocorrências pelo filtro do GBIF pois situam-se sobre a plataforma continental da América do Sul, constituindo ilhas continentais, geologicamente parte do continente, e não ilhas oceânicas isoladas (HIPPOLYTE; MANN, 2011; WHITTAKER; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 1999). O Brasil concentrou a maior parte das ocorrências, com 2.316 registros (51,7% do total), seguido por Colômbia (465; 10,4%), Curaçao (447; 10,0%) e Argentina (169; 3,8%). Os demais países apresentaram contribuições menores, com destaque para Guiana Francesa (147), Venezuela (158) e Aruba (215), enquanto Peru (17) e Equador (13) registraram as menores ocorrências.

1.2 VARIÁVEIS UTILIZADAS NAS MODELAGENS

O processo de modelagem contou com uma seleção de preditores ambientais com base em sua importância biológica para a espécie (Gardner et al., 2019). Inicialmente, foi compilado um conjunto abrangente de potenciais variáveis: (i) variáveis climáticas de natureza fisiológica: evapotranspiração, déficit hídrico e umidade (ENVIREM; TITLE; BEMMELS, 2018); (ii) variáveis edáficas: partículas de argila, silte e areia e percentual de fragmentos grosseiros (SoilGrids; POGGIO et al., 2021); (iii) uma variável de elevação e (iv) dezenove bioclimáticas (Worldclim; FICK; HIJMANS, 2017), conforme a Tabela A1 do Apêndice A.

Em seguida, foi aplicado um filtro estatístico para lidar com a multicolinearidade, uma vez que variáveis ambientais e climáticas tendem a ser altamente correlacionadas. Calculamos o fator de inflação da variância (VIF) para todas as variáveis preliminares a fim de evitar a colinearidade na modelagem. Preditores com $VIF > 10$ são considerados causadores de níveis problemáticos de ruído e foram excluídos da análise (CRANEY; SURLES, 2002). As variáveis do WorldClim, originalmente obtidas em escala global, foram recortadas para corresponder à extensão da América do Sul. Os arquivos em formato GeoTIFF, disponibilizados pelo WorldClim, foram convertidos para o formato ASCII utilizando o pacote raster (HIJMANS et al., 2021) no ambiente R, para garantir a compatibilidade dos preditores ambientais com o algoritmo de modelagem utilizado (PHILLIPS et al., 2006; ELITH et al., 2006).

A análise de multicolinearidade pelo Fator de Inflação da Variância (VIF) resultou na seleção de nove variáveis preditoras com valores satisfatórios, abaixo ou próximo do limiar de corte mínimo ($VIF \leq 5$; CRANEY; SURLES, 2002) conforme exposto na Tabela 1. As variáveis foram classificadas como: (i) bioclimáticas: amplitude diurna média (BIO2), temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), precipitação anual (BIO12), precipitação do mês mais chuvoso (BIO13), precipitação do mês mais seco (BIO14) e sazonalidade da precipitação (BIO15); (ii) topográfica: elevação (ALT) e (iii) edáficas: partículas de areia (SAND) e silte (SILT). Todas as camadas ambientais utilizadas apresentaram resolução espacial de 2,5 minutos de arco (aproximadamente células de grade de 5 km²).

Tabela 1 – Variáveis preditoras selecionadas para modelagem

Variáveis	Código	Fonte	VIF
Precipitação Anual	BIO12	WorlClim	2.031433
Sazonalidade da Precipitação	BIO15	WorlClim	2.731494
Precipitação Mês Mais Seco	BIO14	WorlClim	2.833340
Amplitude Diurna Média	BIO2	WorlClim	3.177680
Precipitação Mês Mais Chuvoso	BIO13	WorlClim	3.218496
Partículas de Lodo	SILT	SoilGrid	3.287904
Partículas de Areia	SAND	SoilGrid	3.894500
Temperatura Máxima	BIO5	WorlClim	4.042741
Elevação	ALT	WorlClim	5.322064

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nota: Variáveis preditoras utilizadas nos modelos de distribuição potencial de *V. curassavica*. Disposição das variáveis em ordem crescente de seus respectivos valores de Fator de Inflação da Variância ($VIF < 10$).

1.3 MODELAGEM DAS ÁREAS ATUAIS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL

A construção dos modelos de distribuição potencial e futura da espécie foram geradas utilizando o algoritmo MaxEnt (Modelo de Máxima Entropia; ELITH *et al.*, 2011) e as projeções espaciais das probabilidades atuais de ocorrência da espécie foram plotadas para toda a área da América do Sul. O MaxEnt é um algoritmo de aprendizado de máquina utilizado para estimar a probabilidade de ocorrência da espécie baseado em dados de presença (PHILLIPS *et al.*, 2006; PEARSON *et al.*, 2007), ou seja, a distribuição potencial que configura o nicho

fundamental da espécie. Os modelos foram construídos a partir do algoritmo *crossvalidate*, com 10.000 pontos de background distribuídos pela área de estudo com saída no formato *cloglog* e utilizada a configuração padrão do software com 10 replicações. O algoritmo emprega o método de validação cruzada (*k-fold*), em que os dados de ocorrência são divididos aleatoriamente em blocos de tamanhos iguais e um subconjunto dos dados é reservado para validação e os demais utilizados no treinamento do modelo (DALAPICOLLA, 2016). Os modelos com diferentes complexidades foram ajustados, e o modelo com menor AIC, gerado pelo próprio algoritmo, foi selecionado (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

A avaliação do desempenho dos modelos foi estimada diretamente no MaxEnt, variando de 0 a 1, a partir da área sob a curva ROC (Curva Característica de Operação do Receptor), denominada AUC (ELITH et al., 2006). A área sob a curva ROC (AUC) foi padronizada para variar de 0 a 1, e calculada como a probabilidade de uma ocorrência escolhida aleatoriamente ser classificada com valor superior a um local de ausência escolhido aleatoriamente (PHILLIPS; DUDÍK, 2008). O valor de AUC próximo a 1 representa uma predição excelente, enquanto um valor igual ou inferior a 0,5 indica desempenho insatisfatório (LI et al., 2017), podendo ser classificado em: insatisfatório (0,5 a 0,6), regular (0,6 a 0,7), bom (0,7 a 0,8), muito bom (0,8 a 0,9) e excelente (0,9 a 1,0; LI et al., 2017). Como não há dados de ausência amostrados no banco de dados, os valores de AUC refletem a capacidade do modelo de distinguir dados de presença dos dados de *background*, evitando que modelo seja baseado na distinção de presença e ausência (PHILLIPS et al., 2006).

A representação gráfica do desempenho dos modelos foi realizada por meio de curvas características de operação do receptor (*Receiver Operating Characteristic* — ROC), construídas a partir dos arquivos de omissão gerados pelo MaxEnt para cada uma das dez réplicas de validação cruzada. Para cada réplica, os pares de coordenadas foram obtidos diretamente das colunas especificidade (*Fractional Predicted Area*) e complemento da sensibilidade (*Test Omission Rate*), sem ajuste paramétrico. As dez curvas por cenário foram interpoladas linearmente em uma grade comum de 500 pontos, permitindo o cálculo da curva média e do envelope de ± 1 desvio padrão. Os gráficos foram elaborados no ambiente R com os pacotes ggplot2 (WICKHAM, 2016), dplyr (WICKHAM et al., 2023) e ggtext (WILKE; WIERNIK, 2022).

1.4 PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL FUTURA

Os modelos foram delineados com base no mesmo conjunto de variáveis previamente selecionadas para o modelo atual, segundo os coeficientes de probabilidade de ocorrência

estimados. Para as projeções futuras, as variáveis climáticas foram substituídas pelos dados futuros do WorldClim, enquanto as edáficas permaneceram constantes, dada a inexistência de cenários projetados. As configurações de modelagem, incluindo as 10 replicações via *Crossvalidate*, foram mantidas idênticas às do modelo atual.

As condições climáticas futuras foram projetadas utilizando o Modelo Climático Global (*Global Circulation Model* – GCMs) BCC-CSM2-MR (Modelo do Sistema Climático do Centro Climático de Pequim) com resolução espacial de 2,5 minutos de arco (aproximadamente 5 km²) em todas as camadas ambientais utilizadas. Os GCMs correspondem a modelos computacionais empregados nos relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) e amplamente utilizados em simulações de escala global do comportamento das variáveis climáticas (FRANÇA et al., 2023).

O modelo de predição futura utilizou dois cenários de mudanças climáticas baseados nas Trajetórias Socioeconômicas Compartilhadas (SSPs). Os cenários SSPs abrangem o período de projeção de 2081 a 2100, conforme definido no Sexto Relatório de Avaliação do IPCC sobre mudanças climáticas, de 2021 (IPCC AR6 2021), em que o cenário SSP1-2.6 dispõe uma perspectiva otimista, prevendo um aumento de temperatura entre 1,3°C e 2,4°C, enquanto o cenário SSP 5-8.5 representa uma trajetória altamente pessimista, prevendo um aumento de temperatura entre 3,3°C e 5,7°C. Os SSPs representam trajetórias que combinam variáveis socioeconômicas como o crescimento econômico, crescimento populacional, políticas climáticas entre outros, bem como variáveis ambientais, exemplificadas pelas emissões de gases de efeito estufa e uso da terra, para estimar mudanças no climáticas futuras (O'NEILL, 2014).

1.5 MUDANÇAS NA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO

Para avaliar as mudanças nas áreas de distribuição potencial da espécie entre os cenários atual e futuro, utilizamos a função *biomod_rangesize*, disponível no pacote *biomod2* do ambiente R (THUILLER et al., 2024). Esta função realiza a comparação entre duas projeções binárias de distribuição (atual e futura), permitindo identificar e medir as alterações espaciais ocorridas. O algoritmo calcula tanto o número absoluto de pixels classificados como perdidos, estáveis e ganhos, quanto as proporções relativas dessas mudanças.

Para a conversão dos modelos contínuos em mapas binários (presença/ausência), adotou-se o limiar de 0,75 (75% de adequabilidade). Tendo em vista que o limite de corte representa o valor da probabilidade de ocorrência da espécie (DALAPICOLLA, 2016), este critério visou uma abordagem mais conservadora na delimitação do nicho, minimizando a

inclusão de áreas com baixa probabilidade de ocorrência (falsos positivos), conforme os princípios de seleção de limiares (LIU et al., 2005; FREEMAN; MOISEN, 2008).

Os resultados obtidos fornecem parâmetros detalhados para a interpretação da dinâmica de distribuição, incluindo a quantificação de ocupação por meio do número de (i) pixels previstos como perdidos, (ii) que permanecem ocupados e (iii) onde a espécie passará a ocorrer, assim como métricas percentuais da (iv) perda e ganho em relação à área atual e o (vi) balanço líquido de mudança, comparando o ganho e a perda de pixels em relação à área de ocupação inicial (THUILLER et al., 2024). As porcentagens de pixels foram convertidas manualmente para valores de área, em km², em função da área dos grids (5 km²).

1.6 PERFIL ALTITUDINAL

Para caracterizar a distribuição altitudinal de *V. curassavica*, foram realizadas duas análises, utilizando a função *extract* do pacote *terra* no ambiente R (HIJMANS et al., 2025). Para garantir a consistência espacial entre os dados de ocorrência e as variáveis preditoras empregadas na modelagem, foi aplicado o mesmo modelo digital de elevação do WorldClim, com a mesma resolução de 2,5 arcmin (FICK; HIJMANS, 2017). A primeira análise consistiu na correlação de cada registro, do banco de dados inicial limpo, e suas respectivas altitudes. Em seguida, foi quantificado a altitude da área de distribuição potencial adequada (adequabilidade $\geq 0,75$) para os cenários climático atual e futuros (SSP1-2.6 e SSP5-8.5, período 2081–2100). A área de cada pixel foi calculada com base no valor de 5 km²/pixel, conforme a resolução adotada. Em ambas as análises os intervalos de altitude adotados foram de 100 (0-100m) e de 400m (100-500m) e de 500m (500-4.000), com intuito de focar nas áreas e registros em menor altitude.

2 RESULTADOS

2.1 BANCO DE DADOS DE OCORRÊNCIA

Após os procedimentos de limpeza e filtragem dos dados foram retidos 2.465 registros (55,1% do total inicial), com a manutenção da representatividade dos 16 países iniciais. O Brasil permaneceu como o país com maior número de ocorrências (1.380; 55,9%), seguido por Colômbia (333; 13,5%) e Curaçao (144; 5,8%). As maiores reduções proporcionais foram observadas em Aruba (215 para 1 registro) e Curaçao (447 para 144). O total de registros utilizados neste estudo representa uma base robusta para modelagem em escala continental, acima do limiar crítico de confiabilidade de 50 pontos de presença (ARAÚJO et al., 2019).

2.2 VARIÁVEIS UTILIZADAS NAS MODELAGENS

As variáveis com os maiores valores percentuais de permutações apresentam maior importância na construção dos modelos (SCHNASE et al., 2021), de modo que, as variáveis de amplitude diurna média (BIO2), precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) e a altitude (ALT) foram mais significativas nos três cenários modelados em relação as demais. A menor contribuição para os modelos no cenário atual foi registrado para a variável partículas de areia (SAND). Já nos cenários futuros, a precipitação do mês mais seco (BIO14) foi a variável que apresentou o menor percentual de permutação (Tabela 2).

Tabela 2 – Contribuição e importância das variáveis preditoras

Variável	Cenário Atual		Cenário Otimista SSP1-2.6		Cenário Pessimista SSP5-8.5	
	Contrib. (%)	Perm. (%)	Contrib. (%)	Perm. (%)	Contrib. (%)	Perm. (%)
Bioclimática						
BIO2	25.3	29.3	19	26.9	20.4	25.5
BIO5	5.7	15.3	5.8	11.8	2.4	5.4
BIO12	8.2	4.2	5.9	9.3	15.7	15.7
BIO13	27.7	19.7	26.8	18.2	20.8	18.8
BIO14	0.6	1.7	0.5	1.5	0.6	1
BIO15	5.3	4.9	4.1	8.5	6.5	9.2
Topográfica						
ALT	12.9	19.7	14.6	16.9	14.7	15.7
Edáfica						
SAND	7.3	1.5	8.8	4.6	7.7	7
SILT	7.1	3.6	14.5	2.3	11.1	1.7

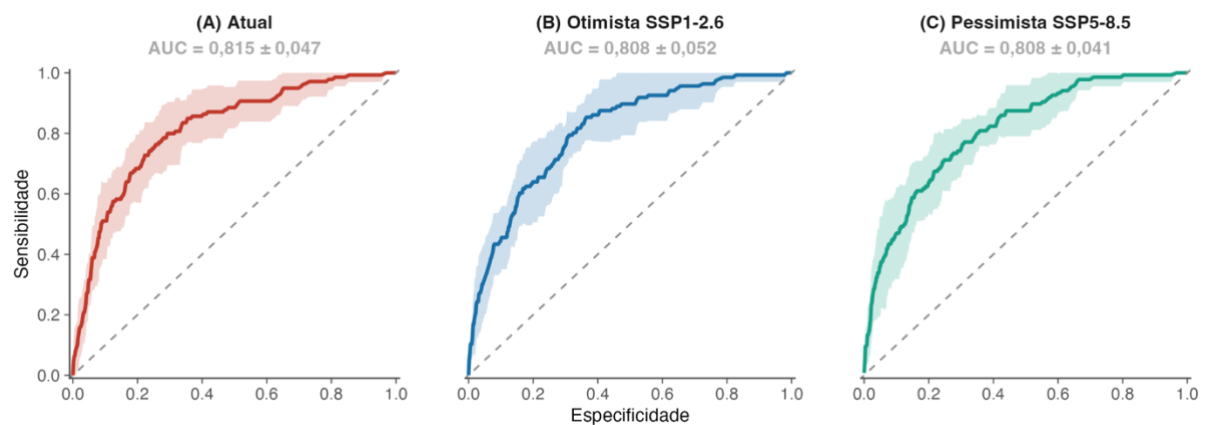
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Legenda: Porcentagem de contribuição e importância de permutação das variáveis utilizadas nos modelos de distribuição potencial de *V. curassavica* nos cenários climático atual, futuro otimista (SSP1-2.6) e futuro pessimista (SSP5-8.5). BIO2: amplitude diurna média; BIO5: temperatura máxima; BIO12: precipitação anual; BIO13: precipitação mês mais chuvoso; BIO14: precipitação mês mais seco; BIO15: sazonalidade da precipitação; ALT: altitude ; SAND: partículas de areia; SILT: partículas de silte.

2.3 DESEMPENHO E VALIDAÇÃO DOS DADOS E MODELOS

Os valores médios da Área Sob a Curva (AUC) dos dados de treino e teste para a modelagem de distribuição foram de 0,815 ($\pm 0,047$) para o modelo atual, e de 0,808 ($\pm 0,052$) e 0,808 ($\pm 0,041$) para os cenários futuro otimista (SSP1-2.6) e pessimista (SSP5-8.5), respectivamente (Figura 1). Estes resultados são classificados como "muito bom", pela boa capacidade discriminatória dos modelos na predição entre áreas adequadas e inadequadas à ocorrência da espécie (LI et al., 2017; ELITH et al., 2006).

Figura 1 – Desempenho dos modelos de distribuição potencial de *Varronia curassavica*



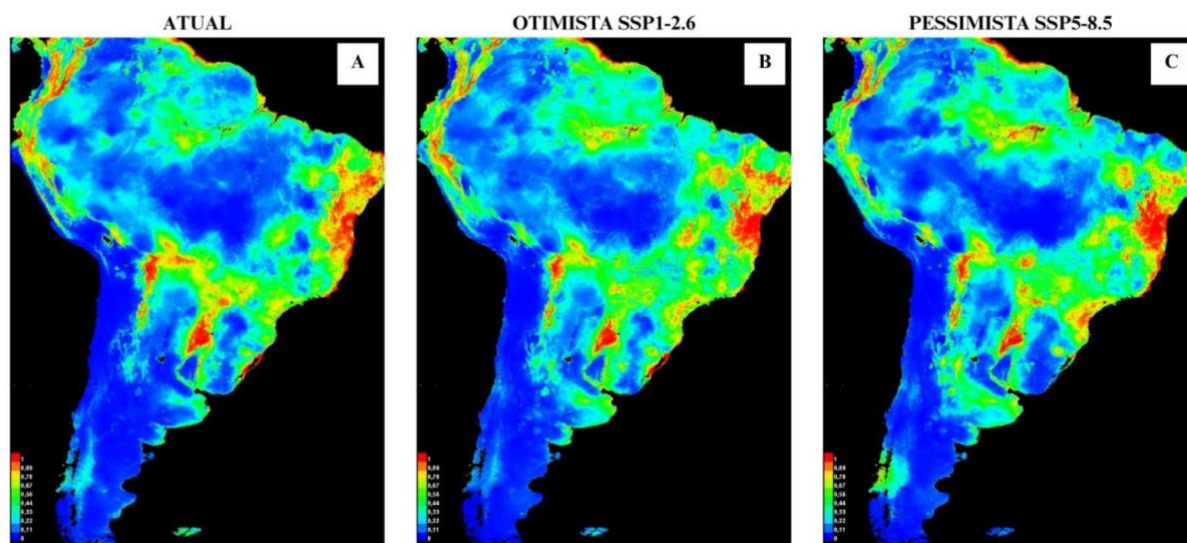
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Legenda: Curvas de sensibilidade versus especificidade e respectivos valores médios da área sob a curva (AUC) para os modelos gerados nos cenários climático (A) atual, (B) futuro otimista (SSP1-2.6) e (C) futuro pessimista (SSP5-8.5).

2.4 IMPACTOS DOS CENÁRIOS FUTUROS

A distribuição potencial atual de *V. curassavica*, obtida a partir da projeção contínua do MaxEnt e binarizada pelo limiar conservador de 0,75, abrange aproximadamente 332.165 km² de alta adequabilidade (Figura 2). Esse valor corresponde ao conjunto de pixels cuja probabilidade de ocorrência estimada é igual ou superior a 0,75, convertidos em área à razão de 5 km² por pixel, e delimita o núcleo com maior adequabilidade ambiental para a espécie sob as condições atuais.

Figura 2 – Distribuição potencial atual e futura de *Varronia curassavica*



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Legenda: Modelos de distribuição potencial de *V. curassavica* a partir do modelo BCC-CSM2-MR para os cenários (A) atual, (B) futuro otimista (SSP1-2.6) e (C) futuro pessimista (SSP5-8.5). O gradiente de cores representa a probabilidade de ocorrência da espécie de acordo com áreas com alta adequabilidade climática, variando de baixa adequabilidade ambiental (cores frias) a alta adequabilidade ambiental (cores quentes).

Sob o cenário futuro otimista (SSP1-2.6), a modelagem projeta a permanência de 227.985 km² dessa área como estável presente, a perda de 104.180 km² e o ganho de 84.500 km² de novas áreas adequadas (Tabela 3). A distribuição potencial futura fica delimitada por dois cenários de dispersão: o limite inferior, que pressupõe ausência de dispersão, restringe a espécie à área estável presente (227.985 km²), enquanto o limite superior, correspondente à dispersão irrestrita e sem barreiras, incorpora integralmente as áreas ganhas, totalizando 312.485 km². Considerando este último, a variação líquida em relação à área potencial atual é de -19.680 km², correspondente a -5,9% (mudança na distribuição).

Tabela 3 – Mudanças na distribuição potencial de *Varronia curassavica*

Parâmetros	Cenário Otimista SSP1-2.6	Cenário Pessimista SSP5-8.5
Mudança em Área Altamente Adequada (km ²)		
Estável Ausente	3.942.560	3.920.580
Estável Presente	227.985	196.435
Perda	104.180	135.730
Ganho	84.500	106.480
Mudança Percentual (%)		
Perda Percentual	31,3	40,8
Ganho Percentual	25,4	32
Mudança Área Altamente Adequada	-5,9	-8,8
Tamanho Potencial Futuro da Distribuição (km ²)		
Dispersão Nula	227.985	196.435
Dispersão Irrestrita	312.485	302.915

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

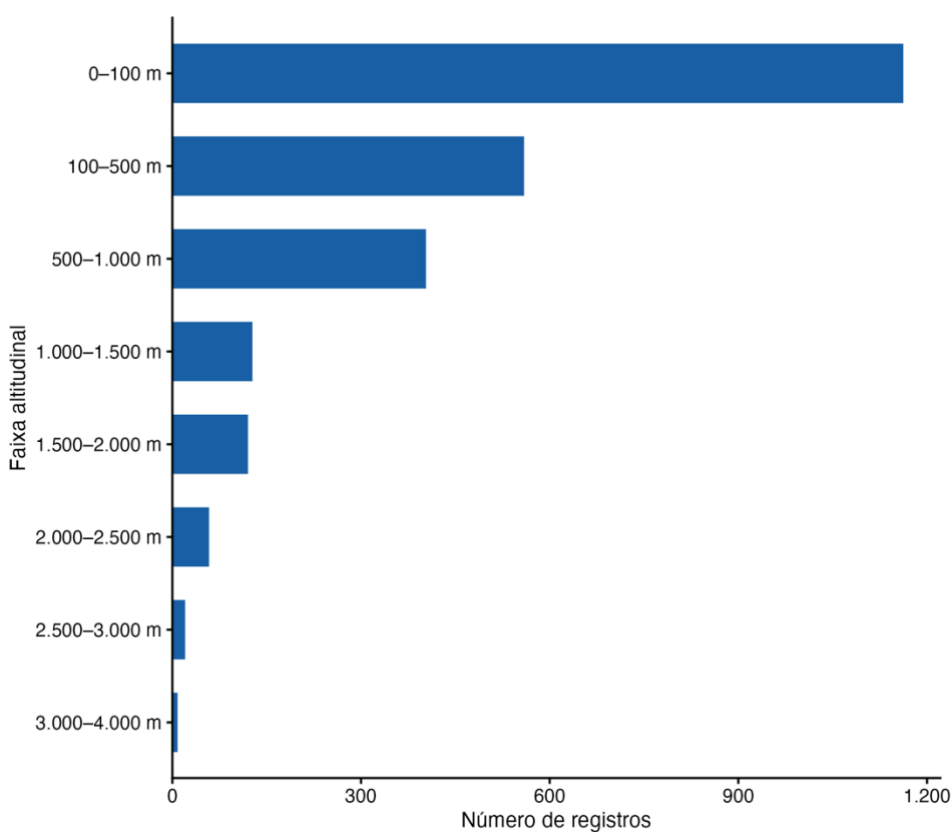
Legenda: Estável Ausente: áreas inadequadas que permanecem inadequadas no futuro. Estável Presente: áreas adequadas atualmente que permanecem adequadas no futuro. Perda: áreas adequadas atualmente e inadequadas no futuro. Ganho: áreas inadequadas atualmente e adequadas no futuro. Mudança Área Adequada: balanço líquido da distribuição, calculado como (Ganho - Perda)/área atual. Tamanho Futuro da Distribuição com Dispersão Nula: limite inferior da projeção, equivalente ao Estável Presente, assumindo que a espécie não coloniza novas áreas. Tamanho Futuro da Distribuição com Dispersão Irrestrita: limite superior da projeção, correspondente a Estável Presente + Ganho, assumindo dispersão máxima e ocupação plena das áreas ganhas.

A modelagem do cenário futuro pessimista (SSP5-8.5) projeta a permanência de 196.435 km² como estável presente, a perda de 135.730 km² e o ganho de 106.480 km² de novas áreas adequadas (Tabela 3). A distribuição potencial futura fica igualmente delimitada por dois cenários de dispersão: o limite inferior, que pressupõe ausência de dispersão, restringe a espécie à área estável presente (196.435 km², equivalente a 59,1% da área potencial atual), enquanto o limite superior, correspondente à dispersão irrestrita e sem barreiras, incorpora integralmente as áreas ganhas, totalizando 302.915 km². Considerando este último, a variação líquida em relação à área potencial atual é de -29.250 km², correspondente a -8,8% (mudança na distribuição), com contração mais acentuada que a projetada sob o cenário otimista.

2.5 PERFIL ALTITUDINAL

A análise altitudinal dos 2.465 registros de ocorrência de *Varronia curassavica* revelou concentração expressiva em regiões de baixa elevação, com 47,2% dos registros ($n = 1.163$) situados abaixo de 100 m de altitude. A faixa de 100–500 m correspondeu a 22,7% das ocorrências ($n = 560$), seguida pela faixa de 500–1.000 m, com 16,4% ($n = 404$). Registros em altitudes intermediárias foram menos frequentes: 5,2% entre 1.000–1.500 m ($n = 128$) e 4,9% entre 1.500–2.000 m ($n = 121$). Acima de 2.000 m os registros foram escassos, representando 3,6% do total ($n = 89$), com apenas nove registros (0,4%) acima de 3.000 m (Figura 3).

Figura 3 – Distribuição altitudinal dos registros de *Varronia curassavica*



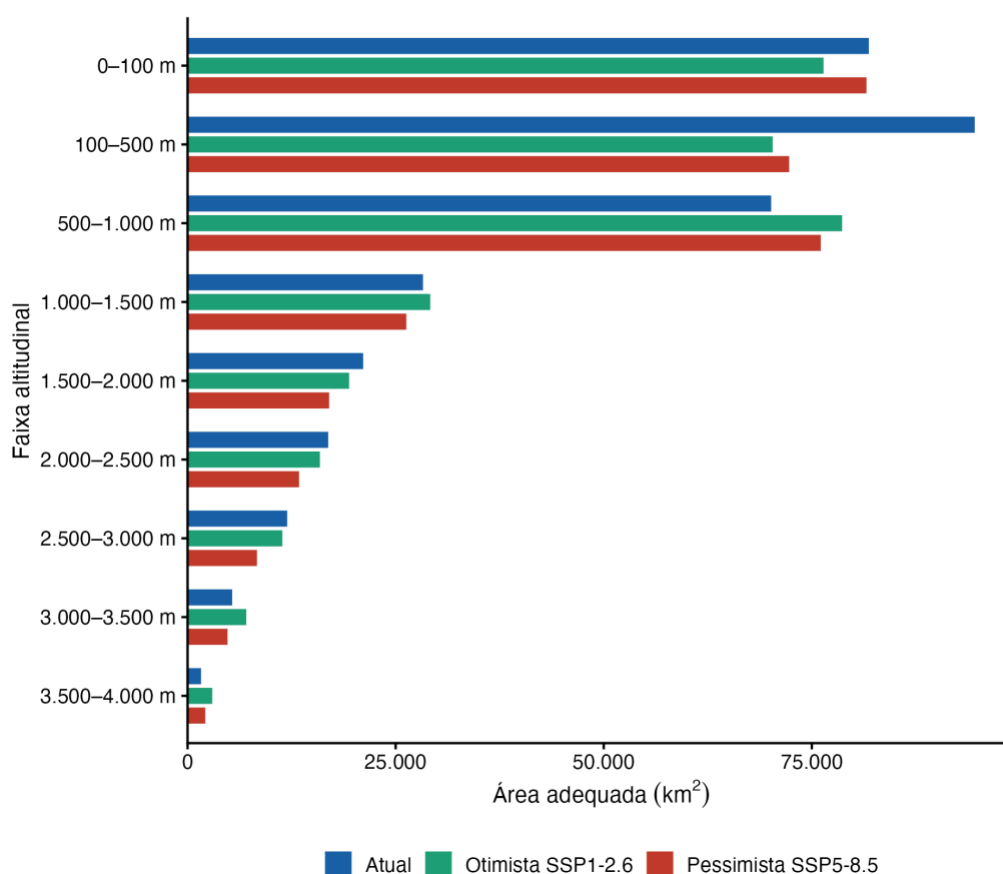
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Legenda: Número de registros (eixo x) por faixa altitudinal (eixo y) considerando altitudes de até 4.000 m.

Nos cenários futuros, a faixa de 100–500 m permaneceu entre as mais representativas, porém com reduções em ambos os cenários: 70.357,52 km² no otimista e 72.335,34 km² no pessimista. A faixa de 0–100 m também apresentou redução em ambos os cenários (76.465,80 km² e 81.625,12 km², respectivamente). A faixa de 500–1.000 m registrou aumento no otimista (78.698,33 km²) e redução no pessimista (76.136,16 km²) em relação ao cenário atual. Nas

faixas acima de 1.000 m, as áreas adequadas foram menores em ambos os cenários futuros em comparação ao atual, com exceção da faixa de 3.000–3.500 m, que apresentou aumento no cenário otimista (7.112,17 km²) em relação ao atual (5.419,02 km²). Os resultados detalhados podem ser consultados na Tabela B1 e B2 do Apêndice B.

Figura 4 – Distribuição altitudinal da área alta adequabilidade de *Varronia curassavica*



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Legenda: Área potencial alta adequabilidade (km²) para a distribuição de *V. curassavica* (eixo x) por faixa altitudinal nos cenários climático atual (eixo y), futuro otimista (SSP1-2.6) e futuro pessimista (SSP5-8.5), considerando altitudes de 0 até 4.000 m.

3 DISCUSSÃO

As mudanças climáticas impõem pressões que comprometem o equilíbrio entre as espécies e seus respectivos nichos ecológicos, impactando suas áreas ocupadas (PECL et al., 2017). No presente estudo, avaliamos a distribuição potencial atual e futura de *V. curassavica* na América do Sul. Nossas projeções indicam respostas, entre o período de 2081 e 2100, às

mudanças climáticas através da redução líquida dos centros de alta adequabilidade da espécie de -5.9% no cenário futuro otimista e -8.8% no cenário futuro pessimista, resultando no deslocamento das áreas com maior adequabilidade. As projeções de reorganização espacial vão ao encontro com tendências observadas para espécies de ambientes costeiros neotropicais (PETERSON et al., 2011; FITZPATRICK et al., 2008).

A área potencial atual de alta adequabilidade resultou em aproximadamente 332.165 km², com a concentração na faixa litorânea atlântica, Cordilheira dos Andes, região do Chaco no Paraguai e Argentina (Figura 2). As regiões com maior adequabilidade modeladas no cenário atual coincide com a distribuição presente na literatura, conforme Barroso et al. (2002) e Moroni et al. (2022) que descrevem a ampla ocorrência da espécie na América do Sul desde a Venezuela e Colômbia até o norte da Argentina. O centro de alta adequabilidade na região do *Gran Chaco* vai de encontro com ocorrências relatadas por Johnston (1930) que considerou um *Cordia chacoensis*, que ocorre na região do Chaco, como *Cordia verbenaceae* (sinonímia da espécie). No Brasil, as regiões adequadas converge com Coradin et al. (2011) e Ranga et al. (2012), que descrevem a espécie como integrante da formação arbustiva e subarbustiva de restingas na região costeira de Mata Atlântica, do Ceará ao Rio Grande do Sul.

Os modelos de nicho ecológico futuro para *V. curassavica*, projetados para 2081–2100, indicam mudanças líquidas na área adequada de -19.680 km² (-5,9%) no cenário otimista (SSP1-2.6) e -29.250 km² (-8,8%) no pessimista (SSP5-8.5). Esse balanço líquido, entretanto, mascara uma reorganização espacial mais ampla: a perda bruta de área adequada atinge de 31,3% (otimista) a 40,8% (pessimista) da área atualmente ocupada pela espécie, de cerca de um terço a mais de um terço, apenas parcialmente compensada pela adequação de novas áreas (Tabela 3). A magnitude contida dessas perdas líquidas é coerente com o perfil generalista da espécie, cuja ampla capacidade regenerativa e de colonização impulsionam positivamente sua ocorrência pela baixa mortalidade de plântulas (HOELTGEBAUM, 2017) tende a reduzir a sensibilidade ao deslocamento das condições climáticas. Projeções para a flora arbórea da Mata Atlântica reforçam esse padrão: sob mudanças climáticas, espécies de ampla tolerância tendem a expandir sua distribuição e substituir aquelas de tolerância mais estreita, num processo de homogeneização biótica que altera a composição e a estrutura das comunidades (ZWIENER et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2025).

A capacidade de dispersão condiciona fortemente a distribuição potencial futura de *V. curassavica*: entre os limites sem dispersão e com dispersão irrestrita, o tamanho futuro varia de 227.985 a 312.485 km² no cenário otimista e de 196.435 a 302.915 km² no pessimista, restando-se 68,6% e 59,1% da área atualmente adequada, respectivamente, no limite inferior.

Como esses limites são estimativas do potencial de distribuição derivadas do nicho climático, e não predições de ocupação efetiva, ou seja, a distribuição realizada tende a situar-se entre ambos e pode ficar aquém do limite inferior ou até mesmo superior, já que fatores não climáticos como disponibilidade de hábitat, interações bióticas e limitação à dispersão restringem a ocupação (CORLETT; WESTCOTT, 2013). Ambientes sombreados desfavorecem a germinação de *V. curassavica*, essas áreas podem representar um dos principais fatores que influenciam o estabelecimento de um novo indivíduo, bem como a preferência por ambientes de planície (HOELTGEBAUM et al., 2020). Ainda que se assuma dispersão irrestrita, a ocupação desse limite superior ou acima dele, é pouco provável pois muitas plantas não migram na velocidade necessária para acompanhar o deslocamento das isotermas (CORLETT; WESTCOTT, 2013), enquanto a fragmentação do hábitat (SEGAN et al., 2016) possível incompatibilidade aos novos regimes de temperatura e precipitação, decorrentes da instabilidade climática futura prevista na América do Sul (WILLIAMS; JACKSON, 2007), restringem ainda mais a colonização de novas áreas, ainda que altamente adequadas.

Os resultados obtidos para o cenário futuro otimista (SSP1-1.9) e pessimista (SSP5-8.5) devem ser interpretados como os limites inferior e superior de um intervalo de incerteza. Segundo o Serviço de Mudanças Climáticas Copernicus (C3S), o ano de 2024 foi o primeiro a ultrapassar 1,5°C acima dos níveis pré-industriais na maioria dos registros observacionais. Apesar de não se aproximar do cenário pessimista (SSP5-8.5), projeções indicam que a trajetória real de emissões globais se aproxima de um cenário intermediário (SSP2-4.5; 2,4° até 2,8°C), e não do otimista (HAUSFATHER; PETERS, 2020). O SSP2-4.5 representa a continuação das trajetórias socioeconômicas e tecnológicas atuais, com emissões de CO₂ mantendo-se em patamares semelhantes aos de hoje até 2050, e sob esse cenário intermediário, o aquecimento global de 2°C seria extremamente provável de ser excedido até 2100 (IPCC AR6, 2021). Na medida que o cenário intermediário, mais aderente à trajetória real de emissões, situa-se entre as duas projeções aqui modeladas, implicando em possíveis perdas de habitat acima dos valores otimistas de 29.625 km² para *V. curassavica* até o final do século. Cabe ressaltar que mesmo o cenário otimista aponta uma reorganização geográfica, que apesar de ser baixa no contexto de dispersão irrestrita (5,9%), quando olhamos para o ecossistema costeiro tão fragmentado e degradado como as restingas, o rearranjo pode ser direcionado para uma perda de até 31,37% em virtude da restrição da dispersão pelas pressões ambientais.

Nesse contexto, *V. curassavica* a ampla distribuição no continente sul americano, ao longo de um gradiente altitudinal de 0 a 4000 m (Tabela B1, Apêndice B), a princípio caracterizaria resiliência às mudanças ambientais, entretanto, ainda sim exhibe reorganização

espacial da espécie (perda de 31,3% a 40,8% da área atualmente adequada) e retração líquida sob ambos os cenários. Do total de 2.465 registros analisados neste estudo, 478 ocorrências (19,4%) encontram-se abaixo de 20 m de altitude (Figura 3), refletindo a associação da espécie com ambientes litorâneos de baixa altitude. Em termos de área modelada, aproximadamente 30.631 km² da distribuição potencial atual situam-se abaixo desse limiar, valor que se mantém expressivo nos cenários futuros (35.026 km² no otimista e 33.823 km² no pessimista) (Figura 4). Visto que, a vulnerabilidade das espécies à elevação do nível do mar tende a aumentar em função da área de distribuição, altitude e proximidade da costa (GARNER et al., 2015). A combinação de mudanças climáticas, elevação do nível do mar e alterações no uso da terra tende a gerar um fenômeno de "compressão costeira", restringindo progressivamente a distribuição geográfica das espécies dunares e de restinga (MENDOZA-GONZÁLEZ et al., 2013). Essas implicações são particularmente críticas para a conservação *in situ* das populações litorâneas. Como o estabelecimento de *V. curassavica* depende da heterogeneidade ambiental típica das restingas, e como a presença de mecanismos de autoincompatibilidade torna a manutenção populacional dependente da proximidade de vizinhos geneticamente compatíveis, a persistência da espécie nesses ambientes requer áreas de conservação amplas, ambientalmente heterogêneas e com tamanho efetivo populacional suficiente (HOELTGEBAUM, 2017). A compressão costeira, ao reduzir progressivamente justamente esses ambientes, tende a comprometer esses requisitos espaciais e reprodutivos, reforçando a necessidade de incorporar tais particularidades, fitofisionomia, heterogeneidade ambiental e biologia reprodutiva, na definição de estratégias de conservação para a espécie.

O presente estudo apresenta limitações relacionadas à representação da incerteza climática. As projeções basearam-se em um único Modelo Climático Global (BCC-CSM2-MR) e em dois cenários socioeconômicos contrastantes (SSP1-2.6 e SSP5-8.5). Embora esses cenários delimitem os extremos otimista e pessimista, o uso de um único GCM não captura a variabilidade entre modelos climáticos, reconhecida como uma das principais fontes de incerteza nas projeções de distribuição de espécies (BUISSON et al., 2010; DINIZ-FILHO et al., 2009). A adoção de um conjunto (*ensemble*) de múltiplos GCMs para reduzir as incertezas das projeções. Adicionalmente, a incorporação do cenário intermediário SSP2-4.5 (aumento estimado de 2,1 °C a 3,5 °C entre 2081 e 2100) forneceria um gradiente mais completo entre os extremos aqui projetados.

4 CONCLUSÃO

Em suma, os modelos indicam que *Varronia curassavica* deverá sofrer redução e reorganização espacial de sua distribuição potencial até o final do século, mesmo sob cenários climáticos mais conservadores. Embora a espécie apresente ampla distribuição geográfica e características generalistas, as perdas projetadas de habitat adequado, associadas à fragmentação da paisagem, às limitações de dispersão e às pressões sobre os ecossistemas costeiros, evidenciam sua vulnerabilidade às mudanças climáticas. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de estratégias de monitoramento das populações atuais e manutenção da conectividade da paisagem para a proteção de áreas com potencial de adequabilidade futura, especialmente em ambientes de restinga e zonas costeiras.

REFERÊNCIAS

- AGAPITO, B. P. *et al.* The conservation value of forest fragments in a coastal Restinga forest in southeastern Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, v. 27, art. 38, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11852-023-00964-w>.
- AGUIAR, J. T.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Climatic niche determines the geographic distribution of Myrtaceae species in Brazilian subtropical Atlantic forest. *Revista Árvore*, v. 45, e4501, 2021.
- ADAMS, H. D. *et al.* A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. *Nature Ecology & Evolution*, v.1(9), p.1285–1291., 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0248-x>.
- ANJOS, L. J. S.; TOLEDO, P. M. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. *PLOS ONE*, v. 13, n. 3, e0194654, 19 mar. 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0194654.
- ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, v. 93, n. 7, p. 1527–1539, 2012. DOI: 10.1890/11-1930.1.
- ARAÚJO, M. B. *et al.* Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*, v. 5, n. 1, 2019. DOI: 10.1126/sciadv.aat4858.
- BARCELOS, M. E. *et al.* Uma visão panorâmica sobre os solos das restingas e seu papel na definição de comunidades vegetais nas planícies costeiras do sudeste do Brasil. *Natureza Online*, v. 10, n. 2, p. 71–76, 2012.
- BARROSO, I.C.E. *et al.* O gênero *Cordia* L.: Botânica, química e farmacologia. *Revista Lecta*, v. 20, n. 1, p. 15–34, 2002. DOI:
- BARVE, N. *et al.* The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 11, p. 1810–1819, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>.
- BERNAL, R.; GRADSTEIN, S. R.; CELIS, M. (Ed.). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia, 2016.

BROENNIMANN O. et al. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants vulnerability to global change? *Global Change Biology*, v.12, p.1079–1093, 2006.

BRASIL. *Agência Nacional de Vigilância Sanitária*. Formulário de Fitoterápicos da Farmacopéia Brasileira. Brasília: Anvisa, p.126, 2011.

BRANDÃO, D. S. et al. Biologia floral e sistema reprodutivo da erva-baleeira (*Varronia curassavica* Jacq.). *Revista Brasileira de Plantas Medicinais*, 17, 562–569, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/14_011.

BRISTOT, S. F. *Estudo etnobotânico de Varronia curassavica Jacq. "erva-baleeira" (Boraginaceae) junto à Pastoral da Saúde, Regional Sul IV, Santa Catarina*. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Farmácia) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2015.

BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; BRADSHAW, C. J. A. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 23, n. 8, p. 453–460, 2008. DOI: 10.1016/j.tree.2008.03.011.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2. ed. New York: Springer, 2002.

CARRETERO, M. A.; SILLERO, N. Evaluating how species niche modelling is affected by partial distributions with an empirical case. *Acta Oecologica*, v. 77, p. 207–216, 2016. DOI: 10.1016/j.actao.2016.08.014.

COLLEVATTI, R. G. et al. Stability of Brazilian seasonally dry forests under climate change: inferences for long-term conservation. *American Journal of Plant Sciences*, v. 4, n. 4, p. 792–805, 2013. DOI: 10.4236/ajps.2013.44098.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. *Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul*. Brasília: MMA, p. 716–717, 2011.

CORLETT, R. T.; WESTCOTT, D. A. Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 8, p. 482–488, 2013. DOI: 10.1016/j.tree.2013.04.003..

CRANEY, T.A.; SURLES, J.G. Model-dependent variance inflation factor cutoff values. *Quality engineering*, v. 14, n. 3, p. 391–403, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1081/QEN-120001878>.

DE GABRIEL HERNANDO, M. et al. Trends in weather conditions favor generalist over specialist species in rear-edge alpine bird communities. *Ecosphere*, v. 13, n. 4, e3953, 2022. DOI: 10.1002/ecs2.3953.

DALAPICOLLA, J. *Tutorial de modelos de distribuição de espécie: guia teórico*. Vitória: Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia (LaMaB), Universidade Federal do Espírito Santo, 2016. Disponível em: <https://blog.ufes.br/lamab/files/2016/07/TUTORIAL-DE-MODELOS-DE-DISTRIBUIÇÃO-GUIA-TEÓRICO.pdf>. Acesso em: 7 jun. 2026.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, p. 677–697, 2009. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>.

ELTON, C. S. *Animal ecology*. London: Sidgwick & Jackson, 1927.

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Insula*, v. 28, p. 1–30, 1999.

FEAGIN, R. A. et al. Barrier islands: coupling anthropogenic stability with ecological sustainability. *Journal of Coastal Research*, v. 26, n. 5, p. 987–992, 2010. DOI: 10.2307/40928837.

FENG, X. et al. Collinearity in ecological niche modeling: confusions and challenges. *Ecology and Evolution*, v. 9, n. 18, p. 10365–10376, 2019. DOI: 10.1002/ece3.5555.

FERNANDES, E. S. et al. Anti-inflammatory effects of compounds alpha-humulene and (-)-trans-caryophyllene isolated from the essential oil of *Cordia verbenacea*. *European Journal of Pharmacology*, v. 569, n. 3, p. 228–236, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejphar.2007.04.059>.

- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- FITZPATRICK, M. C. et al. Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the Banksia (Proteaceae) of Western Australia. *Global Change Biology*, v. 14, n. 6, p. 1337–1352, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01559.x>.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. *Flora e Funga do Brasil*. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: jul. 2025.
- FRANÇA, L. M. A.; GALVÍNCIO, J. D.; MENDIONDO, E. M. Global climate models: a review. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 13, n. 3, p. 418–431, 2023.
- FREEMAN, E. A.; MOISEN, G. G. A comparison of the performance of threshold selection criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological Modelling*, v. 210, n. 1-2, p. 83–96, 2008.
- GANDOLFO, E. S.; HANAZAKI, N. Etnobotânica e urbanização: conhecimento e utilização de plantas de restinga pela comunidade nativa do distrito do Campeche (Florianópolis, SC). *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 1, p. 168–177, 2011.
- GARCIA, Raquel A. et al. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, v. 344, n. 6183, 2014. DOI: 10.1126/science.1247579.
- GARDNER A. S.; MACLEAN I. M. D.; GASTON K. J. Climatic Predictors Of Species Distributions Neglect Biophysically Meaningful Variables. *Divers Distrib.*, v. 25, p. 1318–1333, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12939>.
- GARNER, K. L. et al. Impacts of sea level rise and climate change on coastal plant species in the central California coast. *PeerJ*, v. 3, 2015. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.958>.
- GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). *GBIF: the Global Biodiversity Information Facility*. 2024. Disponível em: <https://www.gbif.org/>. Acesso em: abr. 2026.
- GREAVES, T. L.; STERNBERG, L. S. L. Urbanization alters the hydrology of coastal sand dunes in South Florida. *Ecohydrology*, v. 3, n. 2, p. 248–257, 2010.

GRINNELL, Joseph. The niche-relationships of the California thrasher. *The Auk*, v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

HAUSFATHER, Zeke; PETERS, Glen P. Emissions – the 'business as usual' story is misleading. *Nature*, v. 577, n. 7792, p. 618–620, 2020. DOI: 10.1038/d41586-020-00177-3.

HEIKKINEN, R. *et al.* Methods and uncertainties in bioclimatic modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, v. 30, n. 6, p. 751–777, 2006. DOI: 10.1177/0309133306071957.

HEIM, E. Catalog of Vascular Plants of Arequipa, Peru. Norderstedt: Books on Demand, p. 329, 2024.

HENGVELD, R. Impact of biogeography on a population-paradigm shift. *Journal of Biogeography*, v. 24, p. 541–547, 1997.

HERNÁNDEZ-DELGADO, E. A. The emerging threats of climate change on tropical coastal ecosystem services, public health, local economies and livelihood sustainability of small islands: cumulative impacts and synergies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 1, p. 5–28, 2015.

HIJMANS, R. J. *terra*: Spatial Data Analysis. R package version 1.8-70, 2025. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=terra>. Acesso em: 10 jun. 2026.

HIPPOLYTE, J.-C.; MANN, P. Neogene–Quaternary tectonic evolution of the Leeward Antilles islands (Aruba, Bonaire, Curaçao) from fault kinematic analysis. *Marine and Petroleum Geology*, v. 28, n. 1, p. 259–277, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2009.06.010>

HOELTGEBAUM, M. P. *et al.* Genetic and demographic aspects of *Varronia curassavica* Jacq. In a heterogeneous coastal ecosystem. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180532>.

HOOIJER, A., VERNIMMEN, R. Global LiDAR land elevation data reveal greatest sea-level rise vulnerability in the tropics. *Nat Commun*, v. 12, n. 3592, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23810-9>.

HORTAL, J.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A. Basic questions in biogeography and the (lack of) simplicity of species distributions: putting species distribution models in the right place. *Natureza & Conservação*, v. 10, n. 2, p. 106–116, 2012.

HUANG, J.; LING, C. X. Using AUC and accuracy in evaluating learning algorithms. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, v. 17, n. 3, p. 299–310, 2005.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, v. 22, p. 415–457, 1957.

INAGUE, G. M.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M. C. M. Climate change threatens the woody plant taxonomic and functional diversities of the Restinga vegetation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 19, n. 1, p. 53–60, 2021.

IPCC. *Mudanças climáticas 2022: mitigação das mudanças climáticas*. Contribuição do Grupo de Trabalho III ao Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. Editado por Shukla, P. R. et al. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

IPCC. *Alterações climáticas 2023: relatório de síntese – resumo para decisores políticos*. 2023. Disponível em:

https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_SPM.pdf. Acesso em: 4 dez. 2025.

JACKSON, S.T.; OVERPECK, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. *Paleobiology*, v. 26, n. S4, p. 194–220, 2000.

JOHNSTON, I. M. Studies in the Boraginaceae,—VIII. *Contributions from the Gray Herbarium of Harvard University*, v.92, p. 1–95, 1930.

JULIANI, B.C. *et al.* Levantamento etnobotânico das espécies medicinais de um remanescente florestal em Santa Bárbara d'Oeste, SP. *Revista Intellectus*, v. 33, n. 1, p. 22–23, 2016.

TITLE, P.O.; BEMMELS, J.B. *et al.* ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography*, v. 40, n. 2, p. 291–307, 2018. <https://doi.org/10.1111/ecog.02880>.

KETTENHUBER, P. L. W. *Distribuição geográfica de espécies do bioma Mata Atlântica com potencial de uso em obras de engenharia natural em travessias duto-viárias*. 2014. 75 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

LEÃO, T. C. C. *et al.* Projected impacts of climate and land use changes on the habitat of Atlantic Forest plants in Brazil. *Global Ecology and Biogeography*, v. 30, n. 10, p. 2016–2028, 2021. DOI: 10.1111/geb.13365.

LIU, Canjun *et al.* Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, v. 28, n. 3, p. 385–393, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>.

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*. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M.; LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. *Brazilian Journal of Botany*, v. 38, n. 1, p. 1–18, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-015-0132-3>

MATIAS, E. F. F. *et al.* The genus *Cordia*: Botanists, ethno, chemical and pharmacological aspects. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, v.25, p.542–552, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bjp.2015.05.012>.

MELO, J. I. M.; VIEIRA, D. D. A Taxonomic Synopsis of Cordiaceae and Heliotropiaceae (Boraginales) from Uruguay. *Harvard Papers in Botany*, v. 26, n. 2, p. 433–442, 2021.

MENDES, A. D. R. *et al.* Ecogeografia de populações de erva-baleeira (*Varronia curassavica*) no Norte e Vale do Jequitinhonha em Minas Gerais. *Ciência Rural*, 45, 418–424, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20140196>.

MENDOZA-GONZÁLEZ, G. *et al.* Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecological Economics*, v. 82, p. 23–32, 2012. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.07.018.

MENDOZA-GONZÁLEZ, G. *et al.* Ecological niche modeling of coastal dune plants and future potential distribution in response to climate change and sea level rise. *Global Change Biology*, v.19, n.8, p.2524–2535, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12236>.

MORONI, P. et al. Sistemática de Cordiaceae en Argentina II: Las especies del género *Varronia*. *Darwiniana, nueva serie*, v.10, n.2, 2022. DOI: <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.102.1063>.

NASCIMENTO, R. V. (n.d.). Estudo da Espécie *Varronia curassavica* (Boraginaceae) em Fragmentos da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, com Base no Perfil Químico dos Óleos Essenciais.

O'DEA, A. et al. Formation of the Isthmus of Panama. *Science Advances*, v. 2, n. 8, e1600883, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600883>.

OLIVEIRA, E. V. S.; VIEIRA, C. D. C.; ZÁRATE-SALAZAR, J. R.; CORREIA, W. de J.; PINTO, A. de S.; GOUVEIA, S. F. Formation- and species-level responses of the Atlantic Forest to climate change. *Forests*, v. 16, n. 11, art. 1674, 2025. DOI: 10.3390/f16111674.

O'NEILL, B.C. et al. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, v. 122, n. 3, p. 387–400, 2014. DOI: 10.1007/s10584-013-0905-2.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, v. 421, p. 37–42, 2003. DOI: 10.1038/nature01286.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, v. 12, n. 5, p. 361–371, 2003.

PEARSON, R. G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, v. 285, n. 5431, p. 1265–1267, 1999. DOI: 10.1126/science.285.5431.1265.

PETERSON, A. T. et al. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton: Princeton University Press, 2011. (Monographs in Population Biology, 49).

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, v. 190, n. 3-4, p. 231–259, 2006. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, v. 31, n. 2, p. 161–175, 2008. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.

PINTO, M. P. et al. Primates facing climate crisis in a tropical forest hotspot will lose climatic suitable geographical range. *Scientific Reports*, v. 13, art. 641, 2023. DOI: 10.1038/s41598-022-26756-0.

POGGIO, L. et al. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL*, v. 7, p. 217–240, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>.

POLOCZANSKA, E. S. et al. Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, v. 3, p. 919–925, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>.

R CORE TEAM. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: fev. 2026.

RANGA, N. T.; MELO, J. I. M.; SILVA, L. C. Boragináceas. In: WANDERLEY, M. G. L. et al. (org.). *Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto de Botânica, v. 7, p. 117–142, 2012.

RENISUS. Relação Nacional de plantas medicinais de interesse ao SUS. 2009. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/composicao/sectics/plantas-medicinais-e-fitoterapicos/ppnpmf/arquivos/2014/renisus.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2026.

ROSA, P. S. *Estudo etnobotânico da erva-baleeira (Cordia verbenacea DC) com os agentes comunitários de saúde no município de Turuçu – RS*. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2020.

SAX, D. F.; EARLY, R.; BELLEMARE, J. Niche syndromes, species extinction risks, and management under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 9, p. 517–523, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.05.010>.

SEGAN, D. B.; MURRAY, K. A.; WATSON, J. E. M. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. *Global Ecology and Conservation*, v. 5, p. 12–21, 2016. DOI: [10.1016/j.gecco.2015.11.002](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.002).

SOFAER, H. R. et al. Development and delivery of species distribution models to inform decision-making. *BioScience*, v. 69, n. 7, p. 544–557, 2019. DOI: [10.1093/biosci/biz045](https://doi.org/10.1093/biosci/biz045).

SCHNASE, J. L. et al. Toward a Monte Carlo approach to selecting climate variables in MaxEnt. *PLoS ONE*, v.16, n.3, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237208>.

SKLENÁŘ, P. et al. Distribution changes in páramo plants from the equatorial high Andes in response to increasing temperature and humidity variation since 1880. *Alpine Botany*, v. 131, n. 2, p. 201–212, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00035-021-00270-x>.

STROHAECKER, T. M. Dinâmica populacional. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil*. Brasília: IBAMA/MMA, 2008.

SVENNING, J.-C.; SKOV, F. The relative roles of environment and history as controls of tree species composition and richness in Europe. *Journal of Biogeography*, v. 32, n. 6, p. 1019–1033, 2005. DOI: [10.1111/j.1365-2699.2005.01219.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01219.x).

THUILLER, W. et al. *biomod2*: ensemble platform for species distribution modeling. R package version 4.2-6-1, 2024. Disponível em: <https://biomodhub.github.io/biomod2/>.

WALTHER, G.-R. et al. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, v. 416, p. 389–395, 2002. DOI: [10.1038/416389a](https://doi.org/10.1038/416389a).

WANG, J. et al. Climate-induced range shifts support local plant diversity but don't reduce extinction risk. *Science*, v. 392, n. 6798, p. 648–654, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aea1676>.

WHITTAKER, R. J.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. Island Biogeography: Ecology, Evolution and Conservation. *Heredity*, v. 83, p. 100–101, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6885841>.

WIENS, J. J. The niche, biogeography and species interactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 366, n. 1576, p. 2336–2350, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0059>.

WICKHAM, H. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag, 2016.

WICKHAM, H. *et al.* *dplyr: a grammar of data manipulation*. R package version 1.1.2, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

WILKE, C. O.; WIERNIK, B. M. *ggtext: improved text rendering support for 'ggplot2'*. R package version 0.1.2, 2022. Disponível em: <https://github.com/wilkelab/ggtext>.

WILLIAMS, J. W.; JACKSON, S. T.; KUTZBACH, J. E. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 14, p. 5738–5742, 2007. DOI: 10.1073/pnas.0606292104.

WILLIAMS, S. E. *et al.* Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLOS Biology*, v. 6, n. 12, e325, 2008. DOI: 10.1371/journal.pbio.0060325.

WORLDCLIM. *WorldClim – Global climate and weather data*. 2024. Disponível em: <https://worldclim.org/>. Acesso em: dez. 2024.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). *State of the Global Climate 2024*. Geneva: WMO, 2025. (WMO-No. 1368). Disponível em: <https://wmo.int/publication-series/state-of-global-climate/state-of-global-climate-2024>. Acesso em: abr. 2026.

ZIZKA, A. *et al.* CoordinateCleaner: standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 10, n. 5, p. 744–751, 2019. DOI: 10.1111/2041-210X.13152.

ZWIENER, V. P. *et al.* Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. *Global Ecology and Biogeography*, v. 27, n. 3, p. 298–309, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12695>.

APÊNDICE A – VARIÁVEIS

Tabela A1 – Variáveis utilizadas na análise de multicolinearidade

Variável	Código	Fonte
Bioclimática		
Temperatura média anual	BIO1	WorldClim
Amplitude diurna média	BIO2	WorldClim
Isotermalidade	BIO3	WorldClim
Sazonalidade da temperatura	BIO4	WorldClim
Temperatura máxima do mês mais quente	BIO5	WorldClim
Temperatura mínima do mês mais frio	BIO6	WorldClim
Amplitude térmica anual	BIO7	WorldClim
Temperatura média do trimestre mais chuvoso	BIO8	WorldClim
Temperatura média do trimestre mais seco	BIO9	WorldClim
Temperatura média do trimestre mais quente	BIO10	WorldClim
Temperatura média do trimestre mais frio	BIO11	WorldClim
Precipitação anual	BIO12	WorldClim
Precipitação do mês mais chuvoso	BIO13	WorldClim
Precipitação do mês mais seco	BIO14	WorldClim
Sazonalidade da precipitação	BIO15	WorldClim
Precipitação do trimestre mais chuvoso	BIO16	WorldClim
Precipitação do trimestre mais seco	BIO17	WorldClim
Precipitação do trimestre mais quente	BIO18	WorldClim
Precipitação do trimestre mais frio	BIO19	WorldClim
Climática (fisiológica)		
Evapotranspiração potencial anual	annualPET	SoilGrids
Déficit hídrico	aridityIndexThornthwaite	SoilGrids
Umidade	climaticMoistureIndex	SoilGrids

Variável	Código	Fonte
Edáfica		
Argila	CLAY	ENVIREM
Silte	SILT	ENVIREM
Areia	SAND	ENVIREM
Fragmentos grosseiros	CFVO	ENVIREM
Topográfica		
Altitude	ALT	WorldClim

Fonte: Autor (2026).

Legenda: Variáveis submetidas ao teste de fator de inflação de variância (VIF) para análise de multicolinearidade.

APÊNDICE B – DISTRIBUIÇÃO ALTITUDINAL

Tabela B1 — Distribuição altitudinal dos registros de *Varronia curassavica*

Faixa Altitudinal	Registros
0 — 100 m	1.163
100 — 500 m	560
500 — 1000 m	404
1000 — 1.500 m	128
1.500 — 2000 m	121
2.000 — 2.500 m	59
2.500 — 3.000 m	21
3.000 — 3.500 m	4
3.500 — 4.000 m	5

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Tabela B2 — Distribuição altitudinal da área adequada de *Varronia curassavica*

Faixa Altitudinal	Área Atual	Área SSP1-2.6	Área SSP5-8.5
0 — 100 m	81.909,78	76.465,80	81.625,12
100 — 500 m	94.630,79	70.357,52	72.335,34
500 — 1000 m	70.173,73	78.698,33	76.136,16
1000 — 1.500 m	28.343,79	29.217,82	26.340,98
1.500 — 2000 m	21.156,71	19.468,57	17.066,22
2.000 — 2.500 m	16.956,50	15.957,42	13.455,17
2.500 — 3.000 m	12.026,76	11.447,39	8.395,76
3.000 — 3.500 m	5.419,02	7.112,17	4.856,66
3.500 — 4.000 m	1.673,15	3.026,67	2.187,59

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).