



## Modelagem de nicho ecológico para conservação de *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev. em cenários de mudanças climáticas

Helinara Lais Vieira CAPUCHO <sup>1</sup>, Caroline de Souza BEZERRA <sup>1</sup>,  
Jennifer Souza TOMAZ <sup>1</sup>, Samuel Freitas de SOUZA <sup>1</sup>, Ricardo LOPES <sup>2</sup>,  
Santiago Linorio Ferreyra RAMOS <sup>1</sup>, Carlos Henrique Salvino Gadelha MENESES <sup>3</sup>,  
Ananda Virginia de AGUIAR <sup>4</sup>, Ingrid Lana Lima de MORAIS <sup>1</sup>, Maria Teresa Gomes LOPES <sup>\*1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, Brasil.

<sup>2</sup> Embrapa Amazônia Ocidental, Manaus, AM, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil.

<sup>4</sup> Embrapa Florestas, Colombo, PR, Brasil.

\*E-mail: [mtglopes@ufam.edu.br](mailto:mtglopes@ufam.edu.br)

Submetido em: 16/10/2024; Aceito em: 14/03/2025; Publicado em: 21/04/2025.

**RESUMO:** As alterações climáticas e atividades antrópicas são fatores que reduzem a capacidade de perpetuação das espécies arbóreas em seus habitats naturais. Este estudo teve como objetivo avaliar a distribuição potencial de *Manilkara huberi* para o domínio fitogeográfico da Amazônia no período atual e em cenários climáticos futuros através da modelagem de nicho ecológico usando variáveis ambientais. Foram utilizadas 33 variáveis ambientais, incluindo climáticas e edáficas. As métricas dos algoritmos foram mensuradas pela Área Sob a Curva, True Skill Statistic, Índice de Sorensen e Índice Jaccard. A análise de perda de aptidão de área pelo desmatamento foi conduzida utilizando dados acumulados ao longo de um período de 14 anos. Os resultados indicaram que as populações naturais de *M. huberi* tendem a ser reduzidas das florestas disponíveis em estados da Amazônia, com menores prejuízos para a Amazônia Ocidental. Os resultados mostraram que o desmatamento também tem contribuído para redução de áreas da espécie. Políticas de conservação *in situ*, de combate ao desmatamento e plantios de produção *ex situ* a partir de sementes selecionadas em matrizes de populações naturais podem contribuir para a resiliência e perpetuação da espécie e enfrentamento a condições extremas.

**Palavras-chave:** *Manilkara huberi*; árvore comercial; espécie florestal; recursos genéticos.

## Ecological niche modeling for conservation of *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev. in climate change scenarios

**ABSTRACT:** Climate change and anthropic activities reduce the capacity of tree species to perpetuate in their natural habitats. This study aimed to evaluate the potential distribution of *Manilkara huberi* for the phytogeographic domain of the Amazon in the current period and future climate scenarios through ecological niche modeling using environmental variables. Thirty-three environmental variables were used, including climatic and edaphic. The Area measured the metrics of the algorithms under the Curve, True Skill Statistic, Sorensen Index, and Jaccard Index. The analysis of loss of area fitness by deforestation was conducted using accumulated data over a period of 14 years. The results indicated that natural populations of *M. huberi* tend to be reduced in available forests in Amazon states, except in Western Amazonia. The results showed that deforestation has contributed to the reduction of areas of the species. Policies of *in situ* conservation, combating deforestation, and *ex situ* production plantations from seeds selected in natural population matrices can contribute to the resilience and perpetuation of the species and coping with extreme conditions.

**Keywords:** *Manilkara huberi*; commercial tree; forest species; genetic resources.

### 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais, especialmente as nativas do domínio fitogeográfico da Amazônia, fazem parte de um ecossistema extremamente frágil e que, ao longo dos anos, tem sofrido com os efeitos do aquecimento global (ARTAXO et al., 2022). As alterações no clima forçam as espécies vegetais à adaptação, respondendo aos estresses por meio de migrações, mudanças nos ciclos fenológicos, nos mecanismos de dispersão de sementes, bem como no desenvolvimento de novas características morfológicas e

fisiológicas para sobrevivência e perpetuação em cenários mais elevados de temperaturas (MATHUR et al., 2023).

A mudança climática e seus efeitos têm sido registradas com grandes preocupações pela comunidade científica, pois eventos climáticos extremos estão ocorrendo com maior frequência em todo o mundo, havendo principalmente aumento de temperaturas e regimes de precipitação (SILVA et al., 2023). Devido a rapidez com que esses efeitos são sentidos na superfície terrestre, a riscos de que determinadas

espécies arbóreas não tenham tempo suficiente para se adaptar em seus habitats naturais, resultando em grandes perdas para a biodiversidade, principalmente quanto à extinção de espécies, perda de alelos raros, variabilidade genética, além de impactos globais em função da perda de serviços ambientais, sociais e econômicos, quando se trata de espécies comerciais (GONÇALVES et al., 2023). O efeito dessas mudanças pode variar entre e dentro de populações de mesma espécie e espera-se que elas sejam capazes de deslocar-se ao longo do espaço geográfico adaptando-se a novas áreas de forma que consigam evitar a extinção (GONÇALVES et al., 2023).

O clima é considerado um fator determinante na distribuição espacial de uma vegetação. O uso da modelagem de nicho ecológico é uma das principais ferramentas utilizadas para prever a distribuição de espécies, bem como identificar as áreas com maior adequabilidade ambiental para a reprodução e sobrevivência de populações de espécies vegetais frente as mudanças climáticas globais (GUPTA et al., 2023). Cenários de mudanças climáticas foram definidos para fins de estudos no relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (2022). A utilização dos cenários em previsões, estabeleceram, ainda que indiretamente, as bases para conservação de espécies arbóreas, por meio de resultados científicos que demonstram as previsões para a perda da biodiversidade em populações nativas, especialmente na Amazônia e direcionam políticas públicas para reduzir ou mitigar os efeitos adversos (CORDEIRO et al., 2023; MORAIS et al., 2024).

Os modelos de nicho ecológico também podem estabelecer relações entre a ocorrência de espécies com características bioclimáticas e topográficas, sendo um grande diferencial na previsão futura de adequabilidade climática (BORGES et al., 2023; CORDEIRO et al., 2023; MORAIS et al., 2024). O objetivo desse trabalho foi avaliar a distribuição potencial de *Manilkara huberi* para o domínio fitogeográfico da Amazônia no período atual e em cenários climáticos futuros por meio da modelagem de nicho ecológico usando variáveis ambientais (climáticas e edáficas), visando a previsão de áreas de adequabilidade ambiental para formulação de estratégias mais eficientes de conservação da espécie.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Conjunto de dados de distribuição da espécie

Os dados referentes às coordenadas geográficas de *M. huberi* foram obtidos da base de dados de acesso aberto como o Centro de Referência de Informação Ambiental na rede SpeciesLink (CRIA), do Global Biodiversity Information Facility (GBIF), e Botanical Information and Ecology Network (BIEN). Estas informações foram coletadas no ano de 2023, no Laboratório de Melhoramento Vegetal, da Universidade Federal do Amazonas.

Foram adicionadas informações de dados de herbários virtuais, do levantamento bibliográfico de artigos científicos da literatura e de coletas de amostras da espécie em campo, em que os indivíduos foram marcados com o auxílio de um GPS. As coletas foram realizadas no Amazonas, Pará, Rondônia e Roraima entre agosto de 2022 e agosto de 2023. As árvores da espécie foram identificadas botanicamente com auxílio de especialistas, também foi assegurado que as árvores selecionadas estivessem no máximo cem metros de distância entre si para a coleta do ponto de geolocalização.

Os dados foram utilizados para modelar e criar camadas relacionadas à distribuição das espécies nos domínios fitogeográficos brasileiros. Todos os registros de ocorrência foram devidamente verificados e foram submetidos ao pacote “*tidyverse*” (WICKHAM; WICKHAM, 2017; R STUDIO, 2024) onde as coordenadas invertidas e dados não congruentes com os padrões de distribuição natural estabelecidos para a espécie, foram sistematicamente excluídos do conjunto de dados. Assim, o viés de amostragem dos dados georreferenciados foi controlado, removendo todos os registros duplicados e deixando um único registro por pixel).

### 2.2. Preditores bioclimáticos

Para o cenário atual, foram utilizadas 33 variáveis ambientais, destas, 19 são bioclimáticas e encontram-se disponíveis no WorldClim versão 2.1 em uma resolução temporal de 2,5 min em uma escala de ~ 4 km<sup>2</sup> por pixel. Estas variáveis são frequentemente empregadas em modelos de distribuição de espécies e incluem tendências anuais de temperatura média anual e precipitação média anual, sazonalidade de temperatura e sazonalidade de precipitação e fatores ambientais extremos ou limitantes como as temperaturas do mês mais frio e do mês mais quente e precipitação dos trimestres úmido e seco (FICK; HIJMANS, 2017).

As outras 14 variáveis consideram as propriedades químicas e físicas do solo, são de natureza edáfica e representadas por duas profundidades (0-20 cm, 20-40 cm). Os dados edáficos estão disponíveis no banco de dados do Harmonized World Soil Database versão 2.0 e possuem resolução espacial de 1 km<sup>2</sup> (30s) (<https://www.fao.org/documents/card/en/c/cc3823en>; acessado em novembro de 2023). Estas variáveis incluem declividade (m), elevação (m), densidade aparente (cg cm<sup>-3</sup>), capacidade de troca catiônica no pH 7 (mmol(c) kg<sup>-1</sup>), fragmentos grossos volumétricos (cm<sup>3</sup> dm<sup>-3</sup>), argila (g kg<sup>-1</sup>), nitrogênio (cg kg<sup>-1</sup>), densidades de carbono orgânico (hg kg<sup>-1</sup>), estoque de carbono orgânico do solo (t ha<sup>-1</sup>), pH do solo em H<sub>2</sub>O (pH\*10), areia (g kg<sup>-1</sup>), silte (g kg<sup>-1</sup>), conteúdo de carbono orgânico do solo (dg kg<sup>-1</sup>) e classes e probabilidades World Reference Base disponíveis no World Soil Information – ISRIC (2024).

A natureza altamente correlacionada dessas variáveis ambientais afeta o desempenho do modelo e confunde a interpretação (DORMANN et al., 2013). Por esse motivo, para evitar a colinearidade entre as variáveis climáticas, foi realizada uma Principal Analyses Component (PCA) para reduzir as dimensões, utilizando assim como preditores das funções, a resposta dos eixos que explicavam no mínimo 95% da variância total dos dados (DE MARCO; NÓBREGA, 2018). Após a PCA, foram selecionadas as 13 variáveis bioclimáticas que melhor explicavam os dados para a aplicação do modelo.

Os mapas de distribuição de *M. huberi* para os cenários futuros, foram elaborados com as mesmas variáveis ambientais dos modelos de circulação atmosférica HadGEM-GC31-LL (FIRPO et al., 2022), IPSL-CM6A-LR (FIRPO et al., 2022) e MIROC6 (MONTEVERDE et al., 2022) para os períodos de (2021-2040), (2041-2060), (2061-2080) e (2081-2100) em duas vias de concentração representativas, considerando diferentes emissões de gases de efeito estufa (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) para avaliar o efeito das mudanças climáticas na distribuição da espécie-alvo (FICK;

HIJMANS, 2017). A predição das variáveis climáticas nos cenários futuros foi realizada com base nas projeções das mudanças climáticas, contidas na sexta versão do relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2022).

O cenário SSP2-4.5 representa problemas intermédios e prevê que a temperatura subirá 2,7 °C até o final do século. As emissões de CO<sub>2</sub> oscilam em torno dos níveis atuais antes de começarem a diminuir em meados do século. Os fatores socioeconômicos seguem as suas tendências históricas, sem mudanças notáveis. O progresso rumo à sustentabilidade é lento e o desenvolvimento cresce de forma desigual (MEINSHAUSEN et al., 2020; IPCC, 2022). Para o cenário SSP5-8.5 é esperado um aumento de 4,4 °C na temperatura até 2100 (TEBALDI et al., 2021), marcando um cenário extremo e pessimista baseado no progresso socioeconômico alimentado pela exploração de combustíveis fósseis e no intenso consumo de energia.

### 2.3. Modelagem de nicho ecológico

Para a predição de distribuição geográfica de *M. huberi* foi desenvolvido um modelo consenso a partir de quatro algoritmos: Bayesian Gaussian Process (GAU), Maximum Entropy simple (MXS), Random Forest (RDF) e Support Vector Machine (SVM), abrangendo uma gama de técnicas estatísticas para modelar a distribuição da espécie. O modelo de consenso foi baseado no método Principal Analyses Component (PCA), que utiliza o primeiro componente principal para gerar o mapa final de distribuição.

Todas as simulações foram ajustadas nos Modelos de Nicho Ecológico ENMTML do pacote MetaLand EcologyLab do software RStudio versão 4.3.2. Os dados foram particionados em 5 dobras através da dobra K e a validação foi realizada de acordo com o número total de dobras. Do banco de dados produzidos para a espécie, 30% dos dados foram usados para calibragem e 70% para modelagem (ANDRADE et al., 2020; GONÇALVES et al., 2023). Devido à falta de ocorrência de dados de ausência da espécie estudada, a metodologia de combinação geográfica e ambiental foi utilizada para alocar pseudo-ausências. Para realocar os fundos, foram delimitados um buffer de 50 km ao redor dos pontos de presença.

Os modelos foram avaliados quanto ao desempenho usando as métricas, Área sob a curva (AUC) (Fielding; Bell, 1997), True Skill Statistic (TSS), Índice de Sorensen (Leroy et al., 2018) e o Índice Jaccard (Leroy et al., 2018). Este último índice calcula a similaridade entre as previsões e observações

dos dados particionados e varia entre 0 e 1. O valor do índice mais próximo de 1 significa maior correspondência entre previsões e observações, consequentemente, menor número de falsos positivos e negativos e modelos mais bem avaliados (LEROY et al., 2018). O valor de AUC define o sucesso do modelo em todos os limites possíveis, desse modo, valores superiores a 0,8, indicam um desempenho satisfatório do modelo.

Posteriormente, os mapas de adequação atuais e projetados foram transformados em mapas binários de distribuição com o programa QGIS 3.30.1 utilizando a função de conversão raster/vetorial. No modelo consenso, a presença de uma espécie numa área é declarada utilizando um valor entre 0 e 1. À medida que o valor se aproxima de 1, a presença potencial da espécie na área aumenta (AKSOY, 2022). Nos mapas de distribuição potencial criados para período atual e para o futuro, os graus de adequação das áreas para a propagação da espécie foram categorizados de acordo com Aksoy (2022) com adaptações, da seguinte forma: 0,00 - 0,50 = não adequado a pouco adequado e de 0,51 - 1,00 = adequado a muito adequado.

### 2.4. Análise de perda de aptidão devido ao desmatamento

A perda de área devido ao desmatamento teve como base os dados produzidos durante 14 anos (2008–2022). São dados representativos de desmatamento acumulado oriundos do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal por Satélite (PRODES) disponível ([terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/#cat\\_5](http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/#cat_5)). Os mapas projetados para o período de 2020-2040 para os dois SSPs considerados foram sobrepostas as áreas de desmatamento no domínio fitogeográfico da Amazônia. O objetivo desta etapa foi subtrair as áreas de significativo desmatamento das previsões de adequabilidade para melhor interpretação dos cenários futuros (MORAIS et al., 2024).

## 3. RESULTADOS

Após o processo de limpeza e redução da colinearidade dos dados, foi obtida uma matriz final com 308 registros da ocorrência de *Manilkara huberi* restritos ao domínio fitogeográfico Amazônia (Figura 1).

Os valores para todas as métricas avaliadas (AUC, TSS, Jaccard e Sorensen) para o modelo consenso foram > 0,9 indicando que o modelo consegue prever com precisão a distribuição espacial das populações naturais de *M. huberi* (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis indicadoras e desvio padrão (DP) para a validação de quatro modelos para a predição da área potencial de ocorrência de *Manilkara huberi*.

Table 1. Indicator variables and standard deviation (SD) are used to validate four models for the prediction of the potential occurrence area of *Manilkara huberi*.

Algoritmos	Métricas			
	AUC <sup>1</sup>	TSS <sup>2</sup>	Jaccard.	Sorensen
GAU <sup>3</sup>	0,994 ± 0,004	0,956 ± 0,017	0,958 ± 0,015	0,978 ± 0,008
MXS <sup>4</sup>	0,993 ± 0,006	0,956 ± 0,017	0,957 ± 0,017	0,978 ± 0,009
RDF <sup>5</sup>	0,992 ± 0,007	0,956 ± 0,017	0,957 ± 0,017	0,978 ± 0,009
SVM <sup>6</sup>	0,992 ± 0,007	0,956 ± 0,030	0,957 ± 0,030	0,978 ± 0,016
Modelo consenso	0,996±0,006	0,971±0,031	0,971±0,031	0,985±0,016

<sup>1</sup>AUC = Area Under the Curve; <sup>2</sup>TSS = True Skill Statistics; <sup>3</sup>GAU = Bayesian Gaussian Process; <sup>4</sup>MXS = Maximum Entropy simple; <sup>5</sup>RDF = Random Forests; <sup>6</sup>SVM = Support Vector Machine.

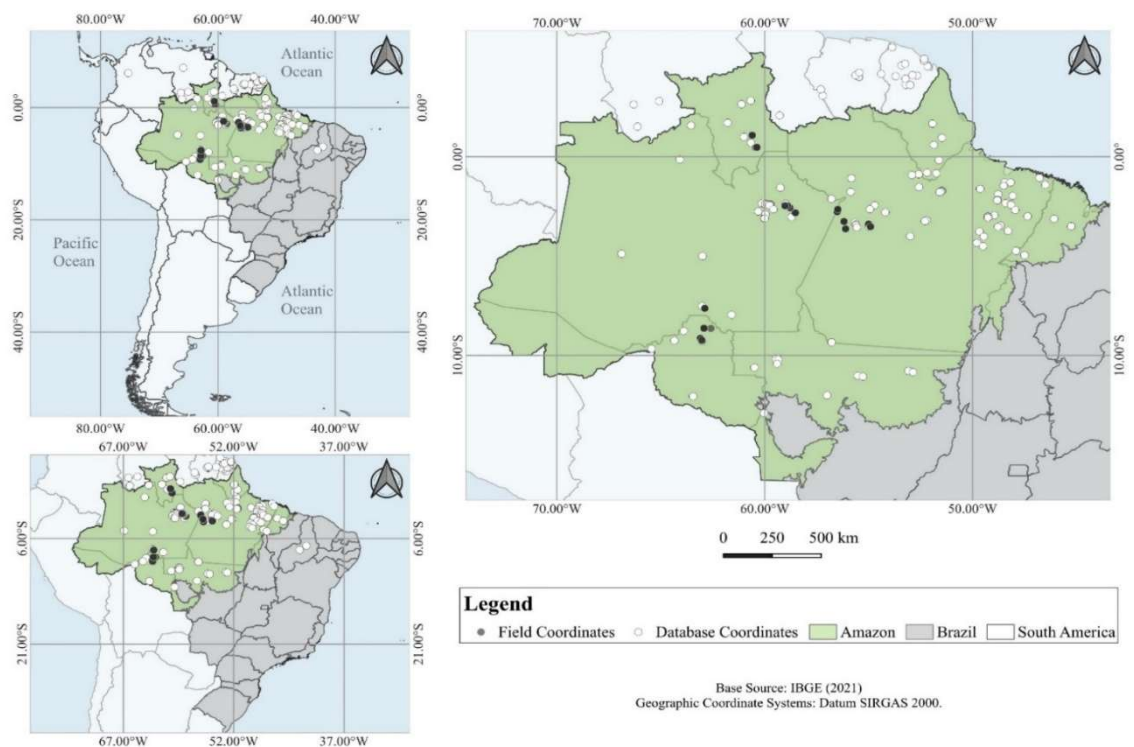


Figura 1. Distribuição e pontos de ocorrência de *Manilkara huberi* restritos ao domínio fitogeográfico da Amazônia, Brasil.  
Figure 1. Distribution and occurrence points of *Manilkara huberi* are restricted to the phytogeographic domain of the Amazon, Brazil.

Os três componentes principais gerados para a análise do modelo consenso explicam mais de 57% da variabilidade contida no conjunto de variáveis ambientais observadas. As variáveis Sazonalidade da Temperatura (%) (Bio4), Teor de areia ( $\text{g kg}^{-1}$ ) (Bio23) e Temperatura máxima do mês mais quente ( $^{\circ}\text{C}$ ) (Bio5), foram os preditores que melhor representaram o conjunto de dados para a espécie (Tabela 2).

Considerando a área de todos os territórios do domínio fitogeográfico da Amazônia, houve redução geral de adequabilidade ambiental de *M. huberi* observada para o cenário SSP2-4.5 (Figura 2), nos quatro períodos analisados 2021-2040 (Figura 2b), 2041-2060 (Figura 2c), 2061-2080 (Figura 2d) e 2081-2100 (Figura 2e). A modelagem para o período de referência, indica baixa probabilidade de ocorrência da espécie nos estados do Amazonas e Acre e alta probabilidade de ocorrência nos estados do Pará, Amapá e Roraima (Figura 2a). A projeção futura indica perdas concentradas principalmente ao sul e nordeste da Amazônia, com o aumento de áreas no Estado do Amazonas e Acre (Figura 2b, c, d, e).

Para o cenário mais pessimista SSP5-8.5 foi verificado perdas graduais a intensas de áreas com adequabilidade ambiental de *M. huberi*, abrangendo todos os estados do domínio fitogeográfico Amazônia, contudo, houve uma recuperação de áreas para a ocorrência da espécie nos estados do Acre e Amazonas no cenário SSP2-4.5 e SSP2-8.5 menos e mais pessimista, respectivamente, nos intervalos de tempo (2021-2040, 2041-2060 2061-2080 e 2081-2100) analisados (Figura 3).

Para o cenário SSP2-4.5 (menos pessimista) referentes ao período 2021-2040, o máximo de área reduzida foi observada para os estados do Tocantins (-91,10%) e Amapá (-67,70%), o mínimo (-17,70%) foi identificado para o estado de Rondônia (Tabela 3). Nesse mesmo cenário e período foi observado aumento de adequabilidade de habitat nos estados do Acre (+27.408,20%) e Amazonas (+59,40%) (Tabela 3).

Tabela 2. Coeficientes dos Componentes Principais selecionados pelos PCAs para variáveis bioclimáticas e edáficas em conjunto utilizadas no processamento.  
Table 2. Coefficients of the main components selected by the PCAs for bioclimatic and edaphic variables are used together in processing.

Variáveis	PC1	PC2	PC3
BIO1	-0,251	-0,097	0,201
BIO2	0,176	0,040	0,198
BIO3	-0,229	0,055	0,000
BIO4	0,243	-0,054	0,001
BIO5	-0,173	-0,134	0,288
BIO6	-0,274	-0,068	0,107
BIO7	0,243	-0,022	0,105
BIO8	-0,212	-0,115	0,232
BIO9	-0,260	-0,060	0,132
BIO10	-0,208	-0,139	0,239
BIO11	-0,268	-0,064	0,160
BIO12	-0,250	-0,048	-0,170
BIO13	-0,257	-0,023	-0,064
BIO14	-0,138	-0,055	-0,306
BIO15	0,028	0,089	0,268
BIO16	-0,258	-0,021	-0,069
BIO17	-0,148	-0,058	-0,306
BIO18	-0,150	-0,081	-0,142
BIO19	-0,188	-0,006	-0,160
BIO20	0,0297	-0,035	0,212
BIO21	-0,020	-0,295	-0,004
BIO22	0,029	0,197	-0,041
BIO23	-0,071	0,338	0,108
BIO24	0,134	-0,251	-0,028
BIO25	-0,002	-0,193	-0,165
BIO26	0,161	-0,066	0,179
BIO27	0,118	-0,315	-0,093
BIO28	-0,016	-0,038	-0,136
BIO29	-0,017	-0,122	0,241
BIO30	-0,020	-0,315	0,064
BIO31	0,013	0,139	0,004
BIO32	-0,080	0,263	0,144
BIO33	0,113	-0,256	0,036

Bio1: temperatura média anual ( $^{\circ}\text{C}$ ); Bio2: média mensal da variação diária da temperatura (temp. máxima - temp. mínima) ( $^{\circ}\text{C}$ ); Bio3: isothermalidade



(Bio2/Bio7) (\*100); Bio4: sazonalidade da temperatura (desvio padrão \*100); Bio5: temperatura máxima no mês mais quente (°C); Bio6: temperatura mínima no mês mais frio (°C); Bio7: variação anual da temperatura (Bio5-Bio6) (°C); Bio8: temperatura média no trimestre mais úmido (°C); Bio9: temperatura média no trimestre mais seco (°C); Bio10: temperatura média no trimestre mais quente (°C); Bio11: temperatura média no trimestre mais frio (°C); Bio12: precipitação pluvial acumulada no ano (mm); Bio13: precipitação pluvial acumulada no mês mais úmido (mm); Bio14: precipitação pluvial acumulada no mês mais seco (mm); Bio15: sazonalidade da precipitação pluvial (coeficiente de variação); Bio16: precipitação pluvial acumulada no trimestre mais úmido (mm); Bio17: precipitação pluvial

acumulada no trimestre mais seco (mm); Bio18: precipitação pluvial acumulada no trimestre mais quente (mm); Bio19: precipitação pluvial acumulada no trimestre mais frio (mm); Bio20: declividade (m); Bio21: elevação (m); Bio22: densidade aparente (g/cm³); Bio23: capacidade de troca catiônica no pH 7 (mmol(c) kg⁻¹); Bio24: fragmentos grossos volumétricos (cm³ dm⁻³); Bio25: argila (g kg⁻¹); Bio26: nitrogênio (cg kg⁻¹); Bio27: densidades de carbono orgânico (hg kg⁻¹); Bio28: estoque de carbono orgânico do solo (t ha⁻¹); Bio29: pH do solo em H₂O (pH\*10); Bio30: areia (g kg⁻¹); Bio31: silte (g kg⁻¹); Bio32: conteúdo de carbono orgânico do solo (dg kg⁻¹); Bio33: classes e probabilidades World Reference Base.

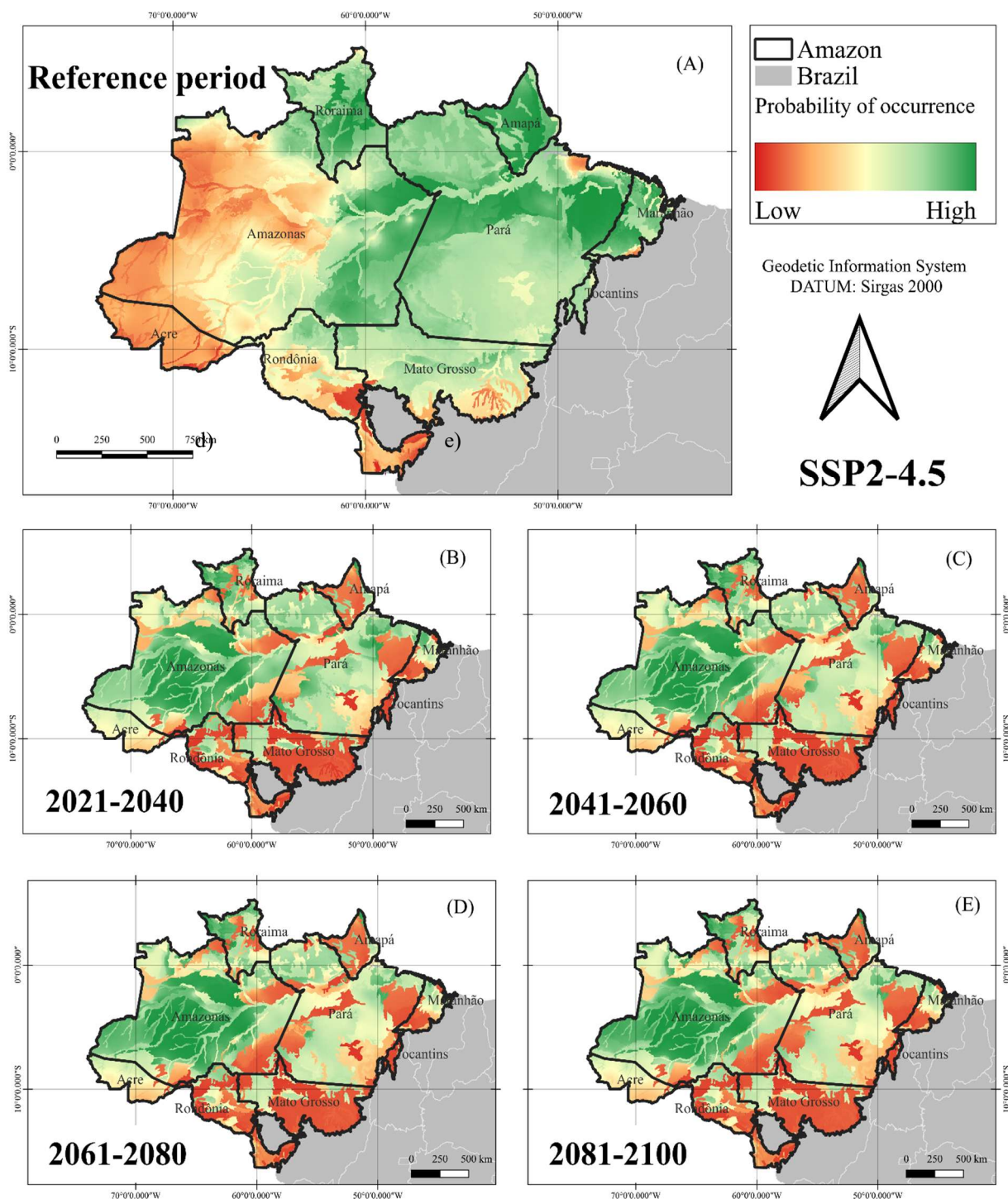


Figura 2. Áreas de distribuição previstas para *Manilkara huberi* de acordo com o cenário SSP2-4.5 (menos pessimista) para o a) Período de referência (1970-2000), Intervalos de tempo b) 2021-2040, c) 2041-2060, d) 2061-2080 e e) 2081-2100.

Figure 2. Predicted distribution areas for *Manilkara huberi* according to the SSP2-4.5 (least pessimistic) scenario for a) Reference period (1970-2000), Time intervals b) 2021-2040, c) 2041-2060, d) 2061-2080, and e) 2081-2100.

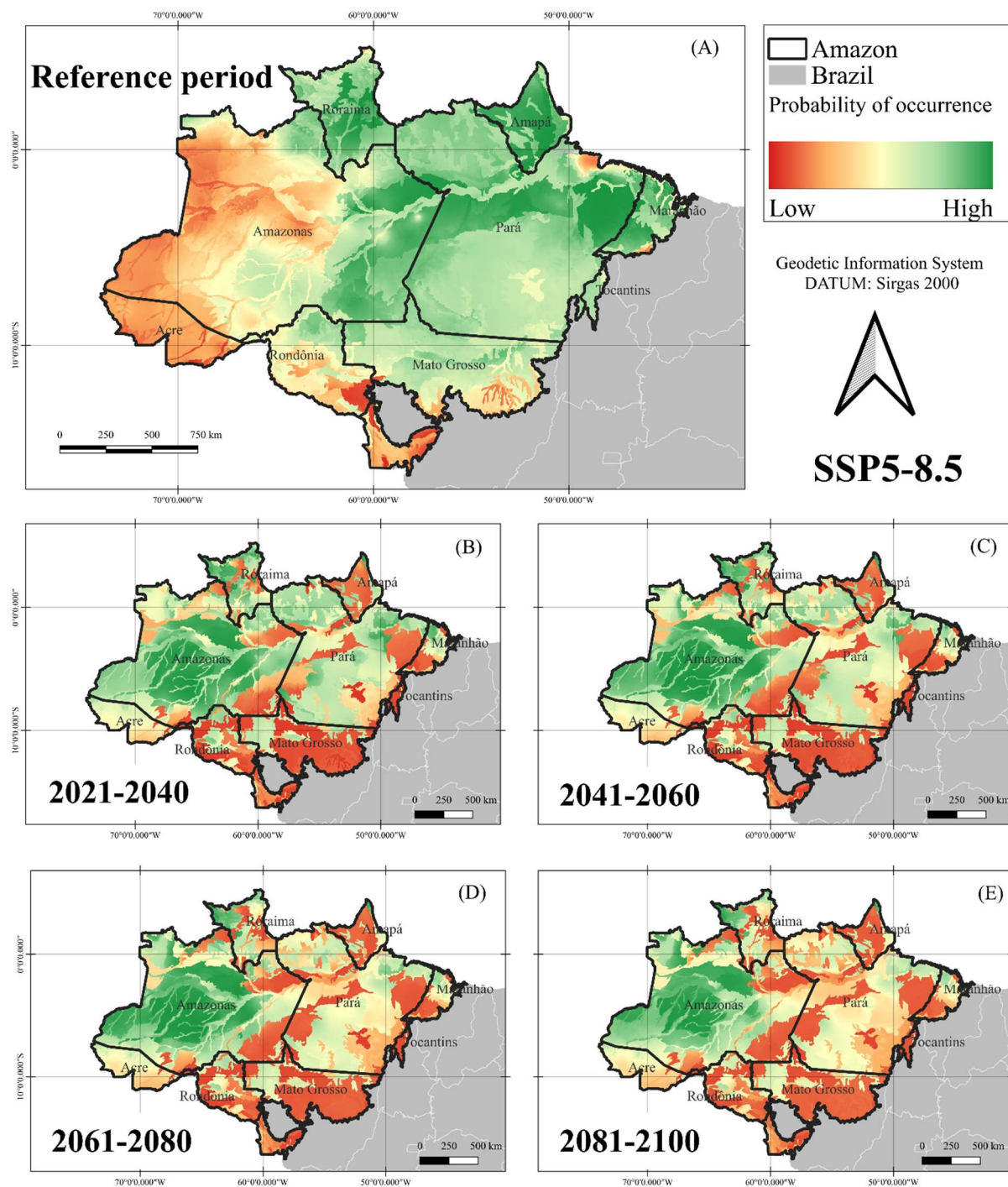


Figura 3. Áreas de distribuição previstas para *Manilkara huberi* de acordo com o cenário SSP2-8.5 para o a) Período de referência (1970-2000), Intervalos de tempo b) 2021-2040, c) 2041-2060, d) 2061-2080 e e) 2081-2100.

Figure 3. Distribution areas predicted for *Manilkara huberi* according to the scenario SSP2-8.5 for a) Reference period (1970-2000), Time intervals b) 2021-2040, c) 2041-2060, d) 2061-2080 and e) 2081-2100.

Para o período referente a 2041-2060, a área percentual geral de redução para os dois cenários foi de 15,10% (SSP2-4.5) e 20,00% (SSP5-8.5). Nesse período, o estado que apresentou maior redução de área com adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie foi Tocantins (-88,90%) e Amapá (-69,20%) e o mínimo (-23,30%) em Rondônia. Também foi observado aumento de adequabilidade de habitat nos estados do Acre (+23.089,40%) e Amazonas (+59,40%) (Tabela 3).

Para o período de 2061-2080, o modelo previu para os dois cenários avaliados uma redução de área em relação ao período referência de -17,60% (SSP2-4.5) e -28,70% (SSP5-8.5) (Tabela 3). O máximo observado de redução de área foi -90,90% no Tocantins e -69,90% no Amapá e o mínimo de -29,20% em Roraima. Também foi observado aumento de adequabilidade de habitat nos estados do Acre (+21.044,60%) e Amazonas (+59,60%) (Tabela 3).

Tabela 3. Projeções de acréscimo ou perda de adequabilidade ambiental para os cenários climáticos SP2-4.5 e SSP5-8.5 nos períodos 2021-2040 e 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100 em comparação com o período de referência no domínio fitogeográfico Amazônia para a espécie *Manilkara huberi*.

Table 3. Projections of increase or loss of environmental suitability for the climate scenarios SP2-4.5 and SSP5-8.5 in the periods 2021-2040 and 2041-2060, 2061-2080, and 2081-2100 compared to the reference period in the phytogeographic domain Amazonia for the species *Manilkara huberi*.

Estado	Período 2021-2040				
	Atual (km <sup>2</sup> )	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	%	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )	%
AC <sup>1</sup>	380,53	104.676,23	+27.408,20	97.048,23	-25.403,60
AP <sup>2</sup>	140.112,01	45.195,69	-67,70	44.444,38	-68,30
AM <sup>3</sup>	766.211,92	1.221.069,28	+59,40	1.217.497,08	+58,90
MA <sup>4</sup>	147.699,26	69.280,10	-53,10	64.107,67	-56,60
MT <sup>5</sup>	422.344,29	197.999,49	-53,10	194.745,56	-53,90
PA <sup>6</sup>	1.223.658,22	827.491,35	-32,40	819.419,31	-33,00
RO <sup>7</sup>	106.222,70	87.408,39	-17,70	86.508,54	-18,60
RR <sup>8</sup>	219.691,89	162.667,12	-26,00	161.536,97	-26,50
TO <sup>9</sup>	127.573,53	11.360,12	-91,10	10.257,80	-92,00
Total	3.153.894,35	2.727.147,76	13,50	2.695.565,54	-14,50
Estado	Período 2041-2060				
	Atual (km <sup>2</sup> )	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	%	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )	%
AC <sup>1</sup>	380,53	88.242,08	+23.089,40	76.658,12	+20.045,20
AP <sup>2</sup>	140.112,01	43.102,95	-69,20	41.701,43	-70,20
AM <sup>3</sup>	766.211,92	1.221.196,65	+59,40	1.208,49	+57,70
MA <sup>4</sup>	147,69	68,04	-53,90	50,20	-66,00
MT <sup>5</sup>	422,34	194,75	-53,90	187,42	-55,60
PA <sup>6</sup>	1.223,65	807,32	-34,00	729,46	-40,40
RO <sup>7</sup>	106,22	81,45	-23,30	72,50	-31,70
RR <sup>8</sup>	219,69	159,13	-27,60	147,87	-32,70
TO <sup>9</sup>	127,57	14,21	-88,90	9,07	-92,90
Total	3.534,01	2.677,47	-15,10	2.523,41	-20,00
Estado	Período 2061-2080				
	Atual (km <sup>2</sup> )	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	%	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )	%
AC <sup>1</sup>	380,53	80,46	21.044,60	65,05	+16,99
AP <sup>2</sup>	140,11	42,23	-69,90	38,79	-72,30
AM <sup>3</sup>	766,21	1.223,01	+59,60	1.177,11	+53,60
MA <sup>4</sup>	147,69	51,91	-64,90	39.866,56	-73,00
MT <sup>5</sup>	422,34	192,52	-54,40	176,43	-58,20
PA <sup>6</sup>	1.223,65	772,21	-36,90	551,15	-55,00
RO <sup>7</sup>	106,22	70.284,75	-33,80	66.108,26	-37,80
RR <sup>8</sup>	219,69	155,53	-29,20	129,08	-41,20
TO <sup>9</sup>	127,57	11.632,09	-90,90	5.512,34	-95,70
Total	3.534,01	2.599,82	-17,60	2.249,11	-28,70
Estado	Período 2081-2100				
	Atual (km <sup>2</sup> )	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	%	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )	%
AC <sup>1</sup>	380,53	70,48	+18.424,00	49.572,00	+12.927,00
AP <sup>2</sup>	140,11	42,45	-69,70	36.202,00	-74,20
AM <sup>3</sup>	766,21	1.212,16	+58,20	1.132,10	+47,80
MA <sup>4</sup>	147,69	51,27	-65,30	35.887,00	-75,70
MT <sup>5</sup>	422,34	188,82	-55,30	129.996,00	-69,20
PA <sup>6</sup>	1.223,65	730,51	-40,30	429.944,00	-64,90
RO <sup>7</sup>	106,22	73,68	-30,60	57.784,00	-45,60
RR <sup>8</sup>	219,69	148,56	-32,40	117.708,00	-46,40
TO <sup>9</sup>	127,57	8,91	-93,00	3.868,00	-97,00
Total	3.534,01	2.526,86	-19,90	1.993,06	-36,80

<sup>1</sup>Acre; <sup>2</sup>Amapá; <sup>3</sup>Amazonas; <sup>4</sup>Maranhão; <sup>5</sup>Mato Grosso; <sup>6</sup>Pará; <sup>7</sup>Rondônia; <sup>8</sup>Roraima; <sup>9</sup>Tocantins.

Para o contexto bioclimático previsto no período de 2081-2100, o modelo prevê para os dois cenários considerados uma redução de área do domínio fitogeográfico da Amazônia em relação ao período referência de -19,90% (SSP2-4.5) e -36,80% (SSP5.85) (Tabela 3). Para o mesmo período o máximo de área reduzida (-93,00%) foi observada para o estado do Tocantins e (-69,70%) Amapá, o mínimo (-30,60%) foi observado em Rondônia. Também foi observado aumento de adequabilidade de habitat nos estados do Acre (+18.424,00%) e Amazonas (+58,20%) (Tabela 3).

Para o cenário SSP5-8.5 (mais pessimista) foi observado o mesmo comportamento das áreas dos estados quanto a redução, com máximo de -92,00% e -68,30% e mínimo de -18,60% (Tocantins, Amapá e Rondônia, respectivamente). Quanto ao aumento de área adequada, os estados do Acre e Amazonas também tiveram destaque, com +25.403,60% e +58,90%, respectivamente (Tabela 3).

Para o período 2041-2060 foi constatado o máximo de redução na área dos estados de Tocantins (-92,90%) e Amapá

(-70,20%) e o mínimo (-31,70%) em Rondônia. Acre e Amazonas apresentaram aumentos expressivos em áreas com adequabilidade ambiental em +20.045,20% e +57,70%, respectivamente (Tabela 3). O máximo de redução foi observado para o estado de Tocantins (-95,70%) e Amapá (-72,30%) e o mínimo (-37,80%) em Rondônia, no período 2061-2080. Quanto ao aumento de área, Acre e Amazonas também aparecem com maiores ganhos de áreas com adequabilidade ambiental (+16.996,90% e +53,60%, respectivamente) (Tabela 3).

O máximo de redução em áreas no período 2081-2100 foi observado nos estados de Tocantins (-97,00%) e Amapá (-75,70%) e o mínimo (-45,60%) em Rondônia. Quanto ao aumento de área, Acre e Amazonas apresentaram o mesmo comportamento em relação aos demais períodos analisados com aumento de +12.927,00% e +47,80%, respectivamente (Tabela 3).

Para o estado do Pará ao longo dos períodos é observado perda de área, sendo em 2020-2041 para o cenário SSP2-4.5



uma redução de 32,40% e para SSP5-8.5 de 33,00%. Esses valores representam 267.905,4 km<sup>2</sup> e 270.697,50 km<sup>2</sup>, respectivamente. No último período considerado (2081-2100) esses percentuais alcançam 40,30% (SSP2-4.5) e 64,90% (SSP5-8.5) e representam 294.402,20 km<sup>2</sup> e 278.879,20 km<sup>2</sup>, respectivamente (Tabela 3).

Em relação aos estados com maiores percentuais de floresta natural encontradas atualmente, Amazonas e Pará, é notado que, embora haja aumento de adequabilidade no Amazonas ao longo dos períodos considerados e de acordo com os cenários previstos, ainda é possível observar a redução significativas na área de adequação da espécie. Sugerindo que esse “ganho” pode não ser garantia de expansão da adequabilidade de habitat da espécie (Figura 2 e 3).

No cenário SSP2-4.5 para o período 2021-2040, a área total de “ganhos” foi 559.153,06 km<sup>2</sup>, enquanto a área total de “perdas” foi de 985.899,65 km<sup>2</sup>. No cenário SSP5-8.5 para o mesmo período, a extensão total dos “ganhos” ou áreas que sobem para uma classe de adequação é calculada em 547.952,86 km<sup>2</sup>, enquanto as áreas onde ocorrem “perdas” e que se enquadram em uma classe de aptidão inferior, cobrem um total de 1.006.281,68 km<sup>2</sup>. Nos mesmos cenários, para o período 2081–2100, a extensão dos “ganhos” para SSP2-4.5 foi de 516.057,91 km<sup>2</sup>, mas a extensão das “perdas” foi muito maior alcançando uma área de 1.143.083,32 km<sup>2</sup>. Em contrapartida, para o cenário SSP5-8.5 os ganhos de

adequabilidade somam 415.081,14 km<sup>2</sup> e as perdas alcançam 1.575.907,90 km<sup>2</sup> (Tabela 4).

Tabela 4. Ganhos e perdas totais de áreas em relação ao período referência nos cenários SSP245 e SSP585.

Table 4. Total gains and losses of areas about the reference period in the SSP245 and SSP585 scenarios.

Período 2021-2040		
	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )
Ganhos	559.153,06	547.952,86
Perdas	985.899,65	1.006.281,67
Período 2041-2060		
	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )
Ganhos	542.846,28	518.560,13
Perdas	1.019.266,87	1.149.037,70
Período 2081-2100		
	SSP2-4.5 (km <sup>2</sup> )	SSP5-8.5 (km <sup>2</sup> )
Ganhos	516.057,91	415.081,14
Perdas	1.143.083,32	1.575.907,90

Com o auxílio da análise de desmatamento acumulado considerando 14 anos de avaliações, podem ser observados que para o cenário SSP2-4.5 no período 2021-2040, além das perdas previstas com a mudança do clima para cada área dos estados que compõem o domínio fitogeográfico da Amazônia, são ainda previstos uma redução de 55.860,22 km<sup>2</sup> com o desmatamento. Para o cenário SSP5-8.5 no mesmo período essas perdas somam uma redução de 56.267,76 km<sup>2</sup> (Figura 4 e Tabela 5).

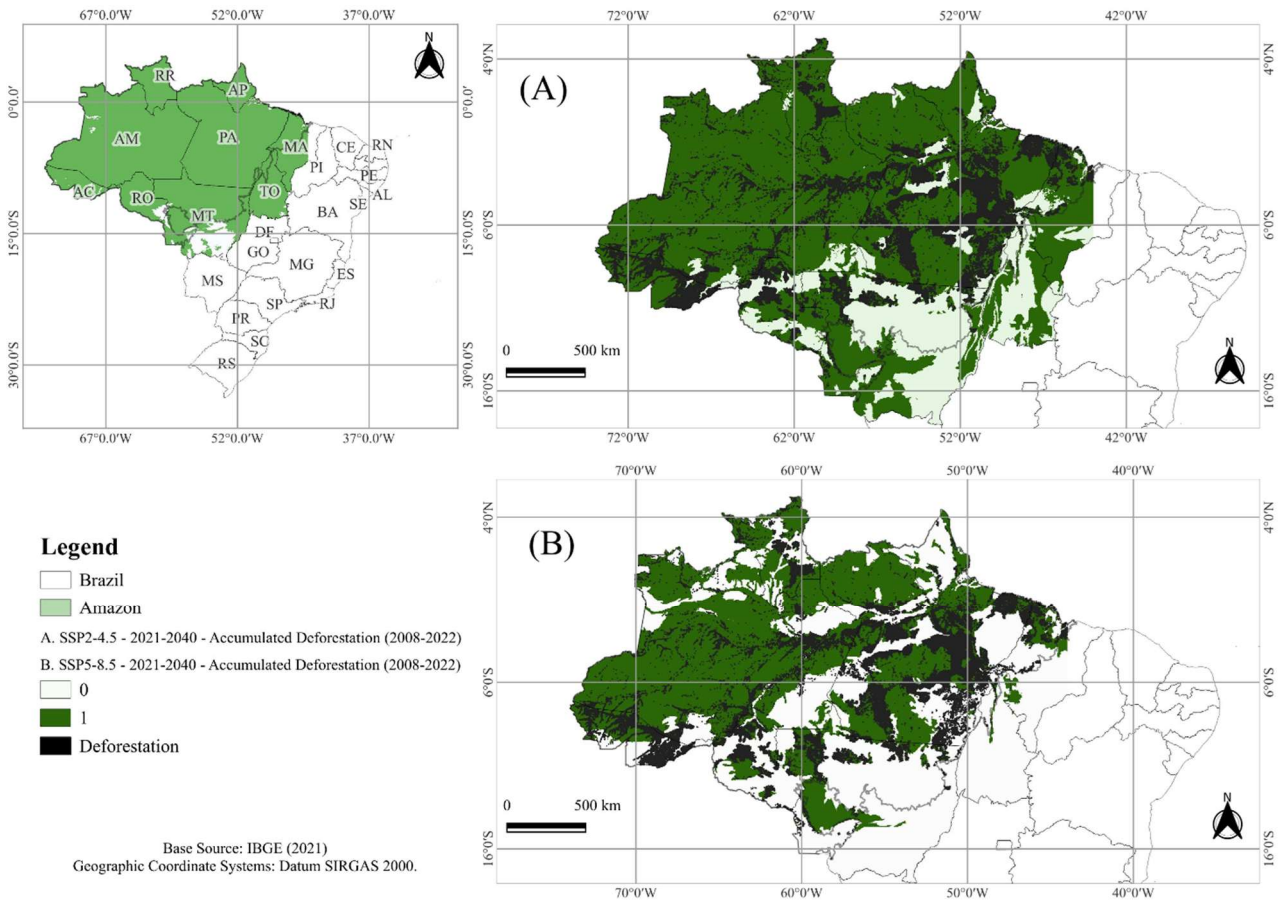


Figura 4. Mapa de desmatamento acumulado (2008-2022) considerando as áreas projetadas para ocorrência da espécie *Manilkara huberi* com base na previsão de adequabilidade climática dos cenários (A) SSP2-4.5 e (B) SSP5-8.5 para o período 2021-2040.

Figure 4. Map of cumulative deforestation (2008-2022) considering the areas projected for occurrence of the species *Manilkara huberi* based on the prediction of climate adequacy of scenarios (A) SSP2-4.5 and (B) SSP5-8.5 for the period 2021-2040.



Tabela 5. Projeções de acréscimo ou perda de adequabilidade ambiental para os cenários climáticos SP2-4.5 e SSP5-8.5 nos períodos 2021-2040 e 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100 em comparação com o período de referência no domínio fitogeográfico Amazônia para a espécie *Manilkara huberi*.

Table 5. Projections of increase or loss of environmental suitability for the climate scenarios SP2-4.5 and SSP5-8.5 in the periods 2021-2040 and 2041-2060, 2061-2080, and 2081-2100 compared to the reference period in the phyto-geographic domain Amazonia for the species *Manilkara huberi*.

Estados	SSP2-4.5		SSP5-8.5	
	Área perdida (km <sup>2</sup> )	Perdas (%)	Área perdida (km <sup>2</sup> )	Perdas (%)
Acre	-3.569,14	-6,39	-3.644,47	-6,48
Amazonas	-5.656,78	-10,13	-5.693,38	-10,12
Amapá	-103,78	-0,19	-111,32	-0,20
Maranhão	-1.411,79	-2,53	-1.426,00	-2,54
Mato Grosso	-5.805,74	-10,39	-5.913,00	-10,51
Pará	-31.657,70	-56,67	-31.743,00	-56,41
Rondônia	-5.441,69	-9,74	-5.494,48	-9,76
Roraima	-2.161,58	-3,87	-2.176,71	-3,87
Tocantins	-51,91	-0,09	-63,85	-0,11
Total Geral	-55.860,22	-100	-56.267,76	-100

4. DISCUSSÃO

A modelagem do nicho ecológico associada às previsões futuras do deslocamento para áreas de maior adequabilidade ambiental das populações de *M. huberi*, constituem uma ferramenta valiosa para o desenvolvimento de estratégias de conservação (AKSOY et al., 2022; GUPTA et al., 2023; MATHUR et al., 2023). Esses métodos aplicados com espécies nativas da Amazônia, evidenciam a pressão da mudança do clima frente a capacidade de resiliência ou não das espécies em colonizar novos espaços, aqueles com maior adequabilidade ambiental para sobrevivência e perpetuação das populações nativas (TOMAZ et al., 2022; CORDEIRO et al., 2023; MORAIS et al., 2024; SOUZA et al., 2024).

Nos domínios fitogeográficos da Amazônia as mudanças ambientais provocadas pelo aquecimento global, ocorrem em diversas escalas, os quais associados a mudança de uso da terra e as variações climáticas provocadas pela ação antrópica, têm sido os principais responsáveis pelo aumento da frequência de eventos climáticos extremos (ELLWANGER et al., 2020). As áreas da Amazônia localizadas principalmente na região sul do domínio, conhecida como o “arco do desmatamento” são as mais afetadas pela ação do desmatamento e consequentemente com o aumento da temperatura, estão mais propensas a incêndios florestais, provocados de forma intencional ou não no período mais seco da região, devastando populações arbóreas de interesse comercial como os da espécie *M. huberi*, o que por sua vez, impactam a economia global e o uso eficiente dos recursos florestais madeireiros (ANDRADE et al., 2022; FIEDLER et al., 2023).

Considerada uma árvore de madeira nobre na Amazônia, as espécies do gênero *Manilkara* são as mais comercializadas em volume total de madeira (ANDRADE et al., 2022), especialmente *M. huberi* que devido à forte pressão comercial, pode resultar na extinção da espécie, pois além de ser uma espécie legalmente autorizada para exploração em Planos de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia, as pressões exercidas pela exploração ilegal da madeira também reduzem drasticamente as populações da espécie (BRANDES et al., 2020; ANDRADE et al., 2022).

No cenário mais pessimista (SSP5-8.5) foi verificado perdas severas de áreas com adequabilidade ambiental para a ocorrência de *M. huberi*. Nesse cenário o extremo de temperatura leva a grandes reduções de áreas de adequabilidade para a sobrevivência das espécies (IPCC, 2022). Embora neste estudo, seja observado ganhos de áreas adequadas no estado do Amazonas, onde há maior quantidade de florestas disponíveis para as populações de *M. huberi*, o desmatamento calculado mostrou cenários alarmantes para as populações da espécie.

O desmatamento ocorrido nas florestas da Amazônia é o principal vetor para a perda de recursos genéticos. No caso de populações arbóreas nativas, a extração seletiva associada ao desmatamento tem ocorrido majoritariamente próximo a rios e estradas, provocando impactos severos na biodiversidade e na sustentabilidade desses ecossistemas (SILVA et al., 2023). Por esse motivo, os ganhos previstos neste estudo para o estado do Amazonas não podem ser assegurados, em virtude do avanço do desmatamento concentrado nessa região.

Os estados de Tocantins e Amapá foram os estados mais afetados neste estudo, reduzindo praticamente todo o território de floresta disponível e adequado para a sobrevivência da espécie. Esses cenários apontam para a completa extinção da espécie em determinadas regiões do domínio fitogeográfico da Amazônia. Por esse motivo, são áreas de maior estado de alerta. O desenvolvimento de estratégias para preservar os locais com maiores perdas de adequabilidade ambiental assim como áreas potenciais, devem ser impulsionados e pressionados para a conservação e preservação (TOMAZ et al., 2022; CORDEIRO et al., 2023; MORAIS et al., 2024; SOUZA et al., 2024).

A destinação de áreas, especialmente nos estados com maiores percentuais de floresta nativa deve ser revista e implementada. A efetivação de estratégias de fiscalização mais intensas nesses locais devem partir de estratégias direcionadas pela gestão governamental (SILVA et al., 2023). Assegurar a sobrevivência de populações nativas, especialmente aquelas que contribuem para a economia do país é um dever de todos os cidadãos. Por esse motivo, os dados deste estudo devem ser base para o planejamento de planos que visem a conservação da espécie e de suas populações. Estabelecer metas que vão na contramão das previsões mais pessimistas deve ser os objetivos dos órgãos de fiscalização das florestas na Amazônia.

A mudança climática afeta diretamente a fisiologia e genética das plantas. Os impactos podem levar a alterações nos processos de crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies. Muitas espécies florestais podem apresentar dificuldade de se adaptar, com perda de diversidade genética, alterações de frequências alélicas, assim como a diminuição da produtividade florestal (KAPLAN et al., 2024; MISHRA et al., 2024). O estudo de modelagem mostra a importância de estratégias de conservação florestal e do manejo adaptativo para mitigar efeitos adversos e aumentar a resiliência de espécies de ciclo longo como Massaranduba. Tais espécies podem sofrer maiores prejuízos quanto à adaptação devido apresentar respostas mais lentas e não responder na mesma velocidade das mudanças climáticas (DAUPHIN et al., 2021).

A conservação das espécies florestais da Amazônia frente à mudança climática global exige esforços locais e internacionais. Ações contra o desmatamento ilegal,

juntamente com o fortalecimento de políticas de conservação, são fundamentais para a sobrevivência da biodiversidade amazônica em cenário de aquecimento global. Também cita-se a criação e manutenção de áreas protegidas; o reflorestamento e a restauração de áreas degradadas; a conservação da diversidade genética; a criação de bancos de sementes e programas de conservação *ex situ* estratégicos principalmente para espécies amplamente exploradas e ou em risco de extinção; o intercâmbio de germoplasma; práticas de manejo sustentável; monitoramento contínuo das condições da floresta e da biodiversidade por pesquisas como modelagem ecológica visando compreender como as espécies estão respondendo às mudanças climáticas. Ações como as supracitadas são necessárias para a conservação das espécies florestais (AHMAD et al., 2023; WAMBUGU et al., 2023; KAPLAN et al., 2024).

Com a mudança de cenário climático, as espécies florestais arbóreas da Amazônia como Massaranduba podem migrar em busca de regiões com condições mais favoráveis, como áreas de maior altitude, regiões mais ao sul do Brasil, zonas úmidas ou florestas conservadas. A capacidade de migração será afetada por vários fatores, incluindo barreiras geográficas, fragmentação florestal e a velocidade das mudanças climáticas (SALES; PIRES, 2023). O acompanhamento dessas mudanças com o uso de modelagem ecológica é útil para o planejamento da criação de corredores ecológicos que podem ajudar na adaptação, sobrevivência e perpetuação das espécies florestais no futuro. A pesquisa contribui para uma compreensão das interações complexas entre variáveis climáticas e respostas à adaptação aos ambientes, fornecendo uma base para esforços de conservação e formulação de políticas frente às mudanças climáticas globais.

## 5. CONCLUSÕES

As populações naturais de *Manilkara huberi* tendem a ser extintas das florestas situadas nos territórios dos estados do Tocantins e Amapá tanto em cenários mais otimistas como pessimistas.

O desmatamento é um fator crítico para as populações de *M. huberi* e comprometem ainda mais as áreas com as maiores concentrações de florestas e adequadas para o período atual e futuro da espécie.

Para assegurar a perpetuação da espécie sob condições ambientais extremas, faz-se necessário investimentos para coleta de sementes em matrizes de populações naturais de *M. huberi* na Amazônia, para o desenvolvimento de pesquisas visando a seleção artificial de indivíduos superiores que sejam tolerantes e resilientes, auxiliando o processo de adaptação da espécie aos cenários com temperaturas mais elevadas.

## 6. REFERÊNCIAS

- AHMAD, L.; BISWAS, A.; WARLAND, J.; ANJUM, I. Climate change effect on forests. In: **Climate Change and Agrometeorology**. Singapore: Springer, 2023. p. 195-214. [https://doi.org/10.1007/978-981-99-4863-5\\_10](https://doi.org/10.1007/978-981-99-4863-5_10)
- AKSOY, Ö. K. Predicting the Potential Distribution Area of the *Platanus orientalis* L. in Turkey Today and in the Future. **Sustainability**, v. 14, n. 18, e11706, 2022. <https://doi.org/10.3390/su141811706>
- ANDRADE, A. F. A.; VELAZCO, S. J. E.; DE MARCO, P. ENMTML: an R package for a straightforward

- construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, e1046152020, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>
- ANDRADE, F. W. C.; PINTO, T. I.; MOREIRA, L. S.; PONTE, M. J. M.; LOBATO, T. C.; SOUZA, J. T. R.; MOUTINHO, V. H. P. The Legal Roundwood Market in the Amazon and Its Impact on Deforestation in the Region between 2009–2015. **Forests**, v. 13, n. 4, e558, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/f13040558>
- ARTAXO, P.; HANSSON, H. C.; MACHADO, L. A. T.; RIZZO, L. V. Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. **PLOS Climate**, v. 1, n. 8, e054, 2022. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>
- BORGES, C. K. G. D.; TOMAZ, J. S.; BEZERRA, C. S.; WREGE, M. S.; LOPES, M. T. G. Future projections and ecological modeling for the distribution of non-conventional food plants. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 53, e76279, 2023. <https://doi.org/10.1590/1983-40632023v5376279>
- BRANDES, A. F. N.; NOVELLO, B. Q.; DOMINGUES, G. A. F.; BARROS, C. F.; TAMAIO, N. Endangered species account for 10% of Brazil's documented timber trade. **Journal for Nature Conservation**, v. 55, e125821, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125821>
- CORDEIRO, A. L.; TOMAZ, J. S.; BEZERRA, C. S.; MENESES, C. H. S. G.; AGUIAR, A. V.; WREGE, M. S.; RAMOS, S. L. F. R.; LOPES, R.; FRAXE, T. J. P.; LOPES, M. T. G. Prediction of the geographic distribution and conservation of amazonian palm trees *Astrocaryum acaule* Mart. and *Astrocaryum aculeatum* Mart. **Revista Árvore**, v. 47, e4719, 2023. <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000019>
- DE MARCO, P. J.; NÓBREGA, C. C. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, e0202403, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- DAUPHIN, B.; RELLSTAB, C.; SCHMID, M.; ZOLLER, S.; KARGER, D. N.; BRODBECK, S.; GUILLAUME, F.; GUGERLI, F. Genomic vulnerability to rapid climate warming in a tree species with a long generation time. **Global Change Biology**, v. 27, n. 6, p. 1181-1195, 2021. <https://doi.org/10.1111/gcb.15469>
- DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MUNKEMULLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRODER, B.; SKIDMORE, A. K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; VEIGA, A. B. G. D.; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CAESAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E. M.; BORBA, M. R.; HORA, V. P. D.; CHIES, J. A. B. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1-33, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191375>

- 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>
- FIEDLER, N. C.; JESUS, R. M. M.; MOREIRA, F. Z.; RAMALHO, A. H. C.; SANTOS, A. R.; SOUZA, K. B. Environmental vulnerability evolution in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 2, e20210333, 2023. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320210333>
- FIELDING, A. H.; BELL, J. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation. Cambridge University Press**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- FIRPO, M. A. F.; GUIMARÃES, B. S.; DANTAS, L. G.; DA SILVA, M. G. B.; ALVEZ, L. M.; CHADWICK, R.; LLOPART, M. P.; DE OLIVEIRA, G. S. Assessment of CIP6 models performance in simulating present day climate in Brazil. **Frontiers in Climate**, v. 4, e948499, 2022. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.948499>
- GONÇALVES, G. S. R.; CERQUEIRA, P. V.; SILVA, D. P.; GOMES, L. B.; LEÃO, C. F.; ANDRADE, A.; SANTOS, M. P. D. Multi-temporal ecological niche modeling for bird conservation in the face of climate change scenarios in Caatinga, Brazil. **PeerJ**, v. 11, e14882, 2023. <https://doi.org/10.7717/peerj.14882>
- GUPTA, R.; SHARMA, L. K.; RAJKUMAR, M.; MOHAMMAD, N.; KHAN, M. L. Predicting habitat suitability of *Litsea glutinosa*: a declining tree species, under the current and future climate change scenarios in India. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 19, p. 211-225, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11355-023-00537-x>
- IPCC\_Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change: the physical science basis**. 2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/download/report/IPCCAR6WGIFullReport.pdf>. Acesso em: 28 de janeiro de 2024.
- KAPLAN, A.; KHAN, M. N.; HAYAT, K.; IQBAL, M.; ALI, B.; WAHAB, S.; WAHID, N.; KANWAL. Coupling Environmental Factors and Climate Change: Impacts on Plants and Vegetation Growth Patterns. In: FAHAD, S.; SAUD, S.; NAWAZ, T.; GU, L.; AHMAD, M.; ZHOU, R. (Eds). **Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth**. Springer, 2024. p. 307-358. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-69417-2\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-031-69417-2_11)
- LEROY, B.; DELSOL, R.; HUGUENY, B.; MEYNARD, C. N.; BARHOUMI, C.; BARBET-MASSIN, M.; BELLARD, C. Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1994-2002, 2018. <https://doi.org/10.1111/jbi.13402>
- MATHUR, M.; MATHUR, P.; PUROHIT, H. Ecological niche modelling of a critically endangered species *Commiphora wightii* (Arn.) Bhandari using bioclimatic and non-bioclimatic variables. **Ecological Processes**, v. 12, n. 8, p. 1-30, 2023. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00423-2>
- MEINSHAUSEN, M.; NICHOLLS, Z. R. J.; LEWIS, J.; GIDDEN, M. J.; VOGEL, E.; FREUND, M.; BEYERLE, U.; NAUELS, A.; BAUER, N.; CANADELL, J. G.; DANIEL, J. S.; JOHN, A.; KRUMMEL, P. B.; LUDERER, G.; MEINSHAUSEN, N.; MONTZKA, S. A.; RAYNER, P. J.; REIMANN, S.; SMITH, S. J.; BERG, M. V. D.; VELDEERS, G. J. M.; VOLLMER, M. K.; WANG, R. H. J. The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentration and their extension to 2500. **Geoscientific Model Development**, v. 13, n. 8, p. 3571-3605, 2020. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3571-2020>
- MORAIS, I. L. L.; LIMA, A. A.; SANTOS, I. N. L.; MENESES, C.; SILVA, R. F.; LOPES, R.; RAMOS, S. L. F.; AGUIAR, A. V.; WREGE, M. S.; LOPES, M. T. G. Climate Change Impact on the Distribution of Forest Species in the Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 16, n. 8, e3458, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16083458>
- MISHRA, G.; SRIVASTAVA, T.; KANT, R.; MEENA, R. K.; PANDEY, S.; BHANDARI, M. S. Adaptive Modulations in Morphological and Physiological Responses of Forest Ecosystems to Climate Change. In: Singh, H. (eds) **Forests and Climate Change**. Singapore: Springer, 2024. p. 43-71. [https://doi.org/10.1007/978-981-97-3905-9\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-97-3905-9_3)
- RSTUDIO. **Undelete and data recovery software. Software livre de ambiente de desenvolvimento integrado para R para análises estatísticas**. R version 3.4.1, versão obtida em 8 jan. 2024. Boston, 2024. Disponível em: <https://www.rstudio.com/>. Acesso em: 01 Fev 2024.
- SALES, L. P.; PIRES, M. M. Identifying climate change refugia for South American biodiversity. **Conservation Biology**, v. 37, n. 4, e14087, 2023. <https://doi.org/10.1111/cobi.14087>
- SILVA, S. S.; BROWN, F.; SAMPAIO, A. O.; SILVA, A. L. C.; SANTOS, N. C. R. S.; LIMA, A. C.; AQUINO, A. M. S.; SILVA, P. H. C.; MOREIRA, J. G. V.; OLIVEIRA, I.; COSTA, A. A.; PHILIP, M. F. Amazon climate extremes: Increasing droughts and floods in Brazil's state of Acre. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 311-317, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.10.006>
- SOUZA, D. A. T.; LIMA, A. A.; WREGE, M. S.; AGUIAR, A. V.; BEZERRA, C. S.; MENESES, C. H. S. G.; LOPES, R.; RAMOS, S. L. F.; PARANATINGA, I. L. D.; LOPES, M. T. G. Impactos das mudanças climáticas na distribuição natural de espécies de várzea alta e baixa na Amazônia. **Revista Árvore**, v. 48, n. 1, e4808, 2024. <https://doi.org/10.53661/1806-908820244826375>
- TOMAZ, J. S.; BEZERRA, C. de S.; AGUIAR, A. V. de; WREGE, M. S.; LOPES, M. T. G. Predição da distribuição natural, habitat e conservação de *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. frente às mudanças climáticas globais. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 52, e72422, 2022. <https://doi.org/10.1590/1983-40632022v5272422>
- WAMBUGU, P. W.; NYAMONGO, D. O.; KIRWA, E. C. Role of Seed Banks in Supporting Ecosystem and Biodiversity Conservation and Restoration. **Diversity**, v. 15, n. 8, e896, 2023. <https://doi.org/10.3390/d15080896>
- WICKHAM, H.; WICKHAM, M. H. **Package tidyverse. Easily install and load the 'Tidyverse'**. 2017. [acesso em 19 fevereiro 2024]. Disponível em: <https://www.tidyverse.org>.
- WORLD SOIL INFORMATION (ISRIC). **SoilGrids — global gridded soil information**. Disponível em: <https://www.isric.org/explore/soilgrids>. Acesso em: 6 de fevereiro de 2024.

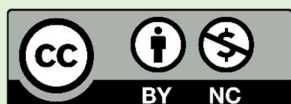


**Agradecimentos:** Os autores agradecem à Coordenação de Melhoria do Pessoal de Ensino Superior Brasil (CAPES) - Edital no 16/2020 - PROCAD-SPCF, Processo Número: 88881.516217/2020-01 e ao Fundo Brasileiro Para a Biodiversidade (FUNBIO) – Bolsas Funbio – Conservando o Futuro – Chamada 05/2021. Os autores ainda agradem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsas produtividade em pesquisa: Carlos Henrique Salvino Gadelha Meneses (Processo nº 313075/2021-2), Santiago Linorio Ferreyra Ramos (Processo nº 305280/2022-8), Ricardo Lopes (Processo nº 308815/2023-8) e Maria Teresa Gomes Lopes (Processos nº 310307/2018-0 e 442914/2020-2).

**Contribuição dos autores:** H.L.V.C.; C.S.B.; J.S.T.; S.F.S.: conceitualização, metodologia, investigação e coleta dos dados, escrita e análise; H.L.V.C.; S.F.S.; I.L.L.M.: análise estatística; H.L.V.C.; C.S.B.; J.S.T.: redação original; R.L.; S.L.F.R.; C.H.S.G.M.; A.V.A.; M.T.G.L.: conceitualização, validação, redação (revisão e edição) e supervisão; H.L.V.C.; M.T.G.L.: recursos financeiros.

**Disponibilidade de dados:** Os dados desta pesquisa poderão ser obtidos mediante solicitação ao autor correspondente via e-mail.

**Conflito de interesses:** Os autores declaram não haver conflito de interesses.



**Copyright:** © 2024 by the authors. This article is an Open-Access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).