

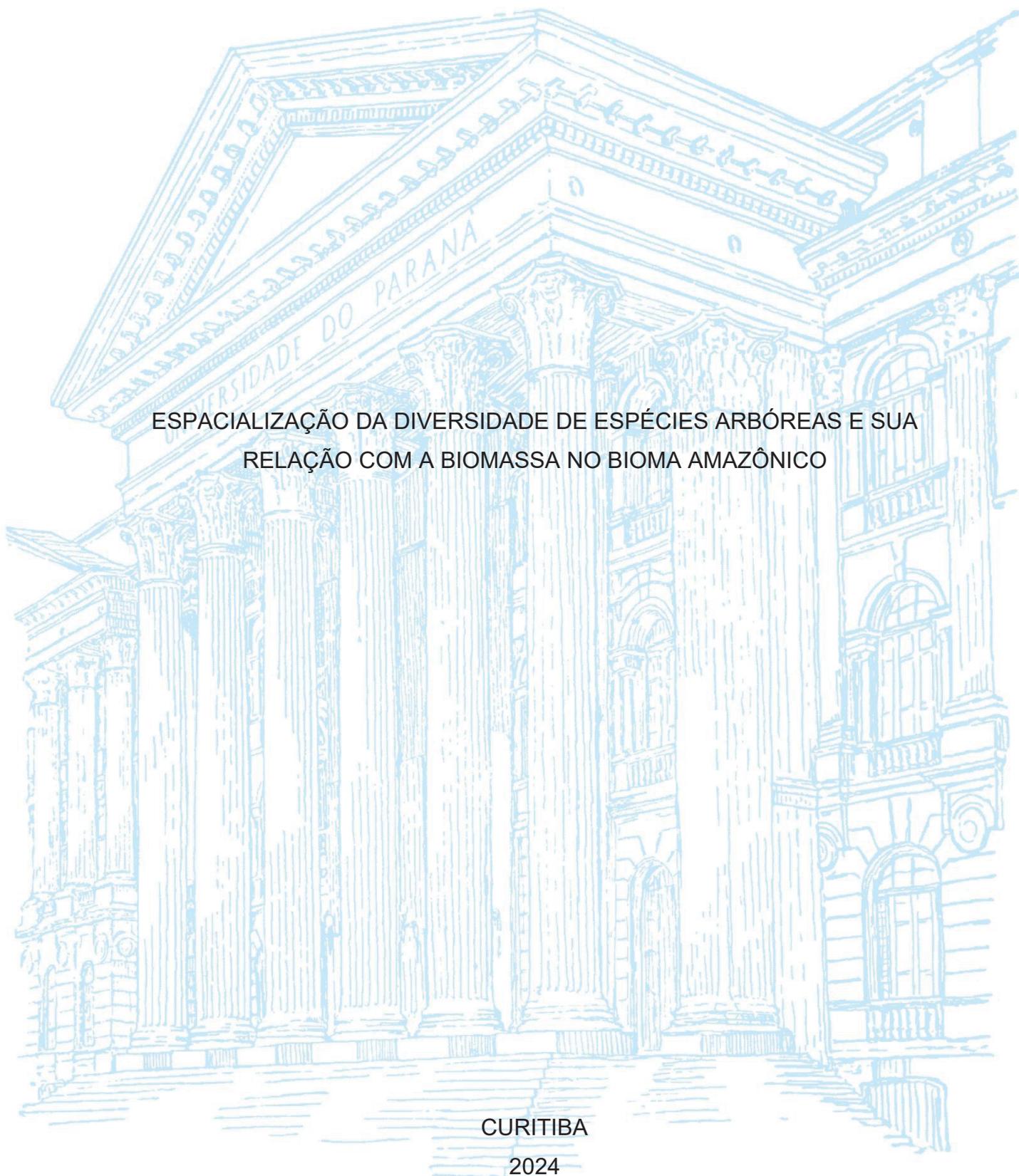
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL

ESPACIALIZAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E SUA  
RELAÇÃO COM A BIOMASSA NO BIOMA AMAZÔNICO

CURITIBA

2024



IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL

ESPACIALIZAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E SUA  
RELAÇÃO COM A BIOMASSA NO BIOMA AMAZÔNICO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Paula Dalla Corte

Coorientadores: Prof. Dr. Nelson Luiz Cosmo  
Prof. Dr. Rodrigo de Campos  
Macedo

CURITIBA

2024

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Brasil, Iaci Dandara Santos

Espacialização da diversidade de espécies arbóreas e sua relação com a biomassa no bioma amazônico / Iaci Dandara Santos Brasil. - Curitiba, 2024.  
1 recurso on-line : PDF

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Paula Dalla Corte

Coorientadores: Prof. Dr. Nelson Luiz Cosmo

Prof. Dr. Rodrigo de Campos Macedo

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 27/03/2024.

1. Comunidades vegetais - Amazônia. 2. Biodiversidade florestal - Amazônia.  
3. Biomassa florestal - Amazônia. 4. Levantamentos florestais - Amazônia.  
5. Desmatamento - Amazônia. 6. Krigagem. 7. Interpolação. 8. Incerteza de medição (Estatística). I. Dalla Corte, Ana Paula. II. Cosmo, Nelson Luiz.  
III. Macedo, Rodrigo de Campos. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD - 634.90981

CDU - 634.0.524.6(811)

634.0.548(811)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA  
FLORESTAL - 40001016015P0

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL** intitulada: **ESPACIALIZAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E SUA RELAÇÃO COM A BIOMASSA NO BIOMA AMAZÔNICO**, sob orientação da Profa. Dra. ANA PAULA DALLA CORTE, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 27 de Março de 2024.

Assinatura Eletrônica

28/03/2024 08:37:55.0

ALEXANDRE BEHLING

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

28/03/2024 19:55:05.0

JONATHAN WILLIAM TRAUTENMÜLLER

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

02/04/2024 16:31:13.0

LUCIANO FARINHA WATZLAWICK

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO OESTE)

Assinatura Eletrônica

28/03/2024 10:56:29.0

VAGNER ALEX PESCK

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE)

Assinatura Eletrônica

30/03/2024 04:21:31.0

ANA PAULA DALLA CORTE

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

---

Avenida Lothário Meissner, 632 - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 80210-170 - Tel: (41) 3360-4212 - E-mail: [pgfloresta@gmail.com](mailto:pgfloresta@gmail.com)

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 352538

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://siga.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 352538

À minha mãe, Maria Sueli de Alfaia Santos,

Por todo o amor incondicional, apoio, força e sabedoria que me guiaram até aqui.  
Sua dedicação iluminou os caminhos que me trouxeram a este momento. Dedico esta Tese a você, que sempre acreditou em mim e me apoiou para obter a melhor formação profissional. Obrigada por ser minha fonte de inspiração como mulher e meu porto seguro.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por sempre estar presente em todos os momentos da minha vida, não foram fáceis os quatro anos de Doutorado, mas quando recorria a Deus me sentia capaz de enfrentar tudo, foram muitos os momentos difíceis, os quais Deus me deu força para continuar a jornada.

Agradeço à minha mãe, Sueli Alfaia, por todo o amor incondicional, apoio, força e sabedoria que me guiaram até aqui, sempre acreditando em mim e me apoiando para alcançar a melhor formação profissional. Obrigada, mãe, por ser minha fonte de inspiração como mulher e meu porto seguro. Agradeço ao meu pai Marcos Brasil, por todo amor e carinho que recebi na vida, quem sempre foi capaz de me acalmar e me mostrar que tudo iria ficar bem.

Agradeço à minha família pelo apoio e carinho, especialmente às minhas primas, Thamires Tavares e Silvia Castro, que considero irmãs, pelo amor e carinho, assim como pelos momentos em que me ajudaram a me reerguer. Sou grata às minhas avós, Eliete Barros e Raimunda Santos, que sempre rezam por mim e possuem corações enormes, e às minhas tias, as quais amo muito. Minha gratidão aos anjos que passaram pela minha vida, como Felipe Almeida da Silva, que ajudou na minha evolução pessoal e me fez enxergar minha capacidade profissional, e à minha madrinha Sônia Ohana, pela alegria proporcionada e pelo apoio à minha mãe. Da mesma forma, sou grata ao meu avô Manuel Santos e à minha bisavó Eliza Barros, pelo amor recebido durante a infância.

Gostaria de expressar minha gratidão à minha orientadora, Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Ana Paula Dalla Corte, por sua orientação e apoio durante minha trajetória acadêmica. Ana Paula sempre foi uma fonte de inspiração como profissional, professora, pesquisadora e Engenheira Florestal. Desejo me tornar uma referência para outras mulheres, assim como a professora Ana Paula é, incentivando-as a confiar em sua capacidade profissional. Aos meus coorientadores Nelson Luiz Cosmo e Rodrigo de Campos Macedo pela disponibilidade e ajuda na elaboração da Tese. Por fim, agradeço a todos os professores do programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal que me deram suporte na Pós-Graduação e construção da Tese, principalmente os professores Henrique Soares Koehler, Alexandre Behling, Carlos Sanquetta, Jonathan Trautenmüller.

Agradeço as minhas amigas Kauana Engel, Adriane Mallmann pelo companheirismo durante dias e noites trabalhando juntas. À Franciele Alba e Kauana Engel, pelo apoio no desenvolvimento do trabalho e pela grande amizade, elas se tornaram minha família em Curitiba. Agradeço a Ramon de Sousa Leite e Mauro Karasinski, pela ajuda e por clarearem minha mente, fundamentais para a continuidade da pesquisa. Agradeço a Emmanoella Araújo pela amizade e ajuda no desenvolvimento do trabalho.

Gratidão a minha professora de inglês Andréa Carvalho que virou uma verdadeira amiga e conselheira durante o período do doutorado. Agradeço a Renata Sousa pela amizade linda que construímos desde do período que moramos juntas em Curitiba e permanece até hoje, no final do doutorado ela lembrou que para Deus nada é impossível. Por fim, agradeço minha melhor amiga Rafaela Vilela que sempre esteve presente na minha vida como uma verdadeira irmã de coração.

Agradeço aos colegas que fiz durante os 6 anos (Mestrado e Doutorado) que trabalhei no laboratório Biofix, em especial a Maria Emília, Carla, Natiele, Lara, Lucas, Hudson, Aline, Amanda, Marks, Franciel, Iasmin, outros mencionados anteriormente. No Biofix vivi muitos momentos felizes e de desespero pelas missões que enfrentei na Pós-Graduação, mas sempre acolhida pelas pessoas que o integram. Por fim, sou grata a todos os meus colegas da Pós-Graduação que, de alguma forma, me apoiaram para estar aqui.

O que sabemos sobre a Amazônia é uma gota; o que ignoramos é um oceano.

(Adaptação da frase de Isaac Newton)

## RESUMO

A Floresta Amazônica abriga uma rica diversidade florística, cuja totalidade ainda é pouco conhecida. Diante da importância ecológica deste ecossistema e de sua crescente vulnerabilidade às mudanças ambientais, é fundamental compreender de forma abrangente a variabilidade espacial da diversidade florística. O objetivo deste estudo foi realizar a espacialização da diversidade de espécies arbóreas e relacionar o índice de diversidade Shannon- Weaver com a biomassa acima do solo no Bioma Amazônico. Para tanto, iniciou-se pela construção da revisão bibliométrica e do estado da arte das publicações indexadas na base de dados Scopus com o intuito de construir um panorama do que foi e está sendo estudado sobre a diversidade florística na Floresta Amazônica. Posteriormente, para a espacialização da diversidade de espécies arbóreas, utilizou-se a base de dados do inventário florestal do Projeto RADAMBRASIL e outros dados abertos. Os inventários florestais foram analisados por fitofisionomias, calculando-se o índice de Shannon- Weaver para todas as parcelas georreferenciadas. Por meio da técnica de Monte Carlo, foram gerados cenários que permitiram estimar a incerteza da média do índice de Shannon- Weaver por fitofisionomia. A interpolação espacial da diversidade de espécies arbóreas foi realizada aplicando-se a Krigagem Ordinária e Krigagem Bayesiana Empírica, e os resultados foram avaliados por meio de validação cruzada e análise de incerteza. O desmatamento acumulado na região, mapeado pelo Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES), foi cruzado com a diversidade de espécies arbóreas para verificar a relação entre ambos no espaço geográfico. A diversidade de espécies arbóreas foi correlacionada com um importante parâmetro ecológico, a biomassa. Como resultado, a diversidade de espécies arbóreas apresenta uma distribuição heterogênea no Bioma Amazônico, com índices de Shannon- Weaver maiores nas regiões oeste, central e norte do Bioma. Os valores do índice de Shannon- Weaver variaram entre 3,0 e 3,4 na maior parte do Bioma, refletindo uma incerteza média dos resultados de 7,4%. Adicionalmente, a maior parte proporcional das áreas desmatadas ocorreu em regiões onde o valor de Shannon- Weaver estava concentrado abaixo de 2,8. Além disso, foi identificada uma correlação de Pearson moderadamente positiva, de 0,46, entre o índice de Shannon- Weaver e a biomassa total acima do solo. Em conclusão, este estudo apresentou a variabilidade espacial da diversidade de espécies arbóreas e sua relação com a biomassa acima do solo no Bioma Amazônico. A diversidade presente nas florestas é vulnerável ao desmatamento, e este estudo serve como indicativo de regiões que precisam de maior proteção e subsídio na tomada de decisões no Bioma Amazônico. Além disso, enfatiza a importância de considerar tanto a diversidade florística quanto a biomassa em programas de combate ao desmatamento e restauração florestal na região.

Palavras-chave: Amazônia; diversidade florística; biomassa; desmatamento; krigagem; incerteza estatística.

## ABSTRACT

The Amazon Rainforest harbors a rich floristic diversity, the entirety of which is still poorly known. Given the ecological importance of this ecosystem and its increasing vulnerability to environmental changes, it is crucial to comprehensively understand the spatial variability of floristic diversity. The objective of this study was to spatialize the diversity of tree species and relate the Shannon-Weaver diversity index to above-ground biomass in the Amazon Biome. To this end, a bibliometric review and the state-of-the-art of indexed publications in the Scopus database were constructed to provide an overview of what has been and is being studied about floristic diversity in the Amazon Rainforest. Subsequently, for the spatialization of tree species diversity, the forest inventory database of the RADAMBRASIL Project and other open data were used. The forest inventories were analyzed by phytophysiological methods, calculating the Shannon-Weaver index for all georeferenced plots. Using the Monte Carlo technique, scenarios were generated to estimate the uncertainty of the mean Shannon-Weaver index by phytophysiology. The spatial interpolation of tree species diversity was performed using Ordinary Kriging and Empirical Bayesian Kriging, and the results were evaluated through cross-validation and uncertainty analysis. The accumulated deforestation in the region, mapped by the Project for Monitoring Deforestation in the Legal Amazon by Satellite (PRODES), was cross-referenced with tree species diversity to verify the relationship between the two in the geographic space. Tree species diversity was correlated with an important ecological parameter, biomass. As a result, tree species diversity presents a heterogeneous distribution in the Amazon Biome, with higher Shannon-Weaver indices in the western, central, and northern regions of the Biome. The Shannon-Weaver index values ranged between 3.0 and 3.4 in most of the Biome, reflecting an average uncertainty of 7.4% in the results. Additionally, the largest proportional areas of deforestation occurred in regions where the Shannon-Weaver index was concentrated below 2.8. Furthermore, a moderately positive Pearson correlation of 0.46 was identified between the Shannon-Weaver index and total above-ground biomass. In conclusion, this study presented the spatial variability of tree species diversity and its relationship with above-ground biomass in the Amazon Biome. The diversity present in the forests is vulnerable to deforestation, and this study serves as an indicator of regions that require greater protection and support in decision-making in the Amazon Biome. Additionally, it emphasizes the importance of considering both floristic diversity and biomass in deforestation combat and forest restoration programs in the region.

**Keywords:** Amazon; floristic diversity; biomass; deforestation; kriging; statistical uncertainty.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESQUEMA SIMPLIFICADO DAS ETAPAS DE AVALIAÇÃO DAS PUBLICAÇÕES SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA. .....	28
FIGURA 2 – NÚMERO DE PUBLICAÇÕES POR ANO, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	33
FIGURA 3 – PRINCIPAIS AUTORES DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	33
FIGURA 4 – TEIA DE INTEGRAÇÃO DE COAUTORIA DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	34
FIGURA 5 – PRINCIPAIS INSTITUIÇÕES DE AFILIAÇÃO DOS AUTORES DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	35
FIGURA 6 – PERIÓDICOS DE MAIOR RELEVÂNCIA DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	36
FIGURA 7 – AGÊNCIAS DE FOMENTO DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	37
FIGURA 8 – PALAVRAS-CHAVE UTILIZADAS PELOS AUTORES E PELO SCOPUS PARA INDEXAR OS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	38
FIGURA 9 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO DAS PUBLICAÇÕES SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	39
FIGURA 10 – QUANTIDADE DE ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA POR UNIDADE FEDERATIVA NO BRASIL. .....	40

FIGURA 11 – DISTRIBUIÇÃO DOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA SOBRE ÁREAS DE REGIME ESPECIAL DE ADMINISTRAÇÃO.....	40
FIGURA 12 – CONDIÇÃO DA FLORESTA EM ESTUDO. (A) O TIPO DE FLORESTA EM ESTUDO; (B) O USO DA TERRA ANTERIOR DO TIPO FLORESTA SECUNDÁRIA MANEJADA E FLORESTA SECUNDÁRIA NÃO MANEJADA.....	41
FIGURA 13 – ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENCONTRADOS NAS PUBLICAÇÕES RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.....	42
FIGURA 14 – ANÁLISE DO TIPO DE DIVERSIDADE PRESENTES NAS PUBLICAÇÕES. A: QUANTIDADE DE PUBLICAÇÕES QUE DEFINIRAM A DIVERSIDADE; B: O TIPO (S) DE DIVERSIDADE NO ESTUDO.....	43
FIGURA 15 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	44
FIGURA 16 – GRÁFICO DE RANK-ABUNDÂNCIA DAS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E FLORESTA OMBRÓFILA DENSA COM SUAS RESPECTIVAS TRÊS ESPÉCIES DE MAIOR ABUNDÂNCIA.....	59
FIGURA 17 – GRÁFICO DE RAREFAÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E FLORESTA OMBRÓFILA DENSA.....	59
FIGURA 18 – HISTOGRAMA MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER PARA (a) FLORESTAS OMBRÓFILAS ABERTA E (b) FLORESTAS OMBRÓFILAS DENSA, COM SUAS RESPECTIVAS MÉDIAS DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER. ....	60
FIGURA 19 – A VARIAÇÃO DO INDICE DE SHANNON- WEAVER DA KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA, OU SEJA, O LIMITES INFERIOR E SUPERIOR DE INTERVALO DE CONFIANÇA DE 95% QUE O ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER ASSUME NA FLORESTA AMAZÔNICA.....	63
FIGURA 20 – MAPA DE INCERTEZA RELATIVA DOS MÉTODOS DE INTERPOLAÇÃO KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E KRIGAGEM ORDINÁRIA.....	63

FIGURA 21 – INTERPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER POR KRIGAGEM ORDINÁRIA.....	66
FIGURA 22 – INTERPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER POR KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA. ....	66
FIGURA 23 – MAPA DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER NO BIOMA AMAZÔNICO. (A) DISTRIBUIÇÃO DA ESCALA DE DIVERSIDADE NO BIOMA AMAZÔNICO; (B) HISTOGRAMA DOS VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER NO BIOMA AMAZÔNICO. ....	68
FIGURA 24 – MAPA DE DIVERSIDADE DE ESPECIES ARBÓREA ESTIMADA PELO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER CRUZADO COM OS POLÍGONOS DE DESMATAMENTO DO PRODES. ....	69
FIGURA 25 – MAPA DE DIVERSIDADE DE ESPECIES ARBÓREA ESTIMADA PELO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER CRUZADO COM OS POLÍGONOS DE DESMATAMENTO ACUMULADO DO PRODES. (A) ZOOM EM UMA REGIÃO ENTRE O PARÁ E AMAZONAS COM VALORES DE ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER ALTO E PRESENÇA DE POLÍGONOS DE DESMATAMENTO; (B) ZOOM EM UMA REGIÃO DO ACRE COM VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER ALTO E PRESENÇA DE POLÍGONOS DE DESMATAMENTO; (C) REGIÃO ONDE ESTÁ O MAIOR POLIGONO DE DESMATAMENTO; (D) REGIÃO COM CONCENTAÇÃO DE GRANDES POLIGONOS DE DESMATAMENTO.....	70
FIGURA 26 – MAPA DA RELAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE DE ESPECIES ARBÓREA E A BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO. (a) MAPA DA DIVERSIDADE DE ESPECIES ARBÓREA DIVIDIDO EM 15 CLASSES DE INTERVALO DE VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER; (b) MAP DA BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO DIVIDIDO EM 15 CLASSES DE INTERVALO DE VALORES EM Mg ha <sup>-1</sup> . (c) GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE O ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER E A BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO NAS FLORESTAS E O VALOR DA CORRELAÇÃO DE PEARSON.....	72

## LISTA DE QUADROS

- QUADRO 1 – ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENCONTRADOS NAS PUBLICAÇÕES. ONDE:  $p_i$ = PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS DA I-ÉSIMA ESPÉCIE EM UMA COMUNIDADE INTEIRA; S= O NÚMERO DE ESPÉCIES NA COMUNIDADE; N= NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS AMOSTRADOS; a= O NÚMERO DE ESPÉCIES COMPARTILHADAS PELOS DOIS LOCAIS; b= O NÚMERO DE ESPÉCIES ÚNICAS ENCONTRADAS NO PRIMEIRO LOCAL; c= O NÚMERO DE ESPÉCIES ÚNICAS ENCONTRADAS NO SEGUNDO LOCAL;  $S_{OBS}$  = NÚMERO TOTAL OBSERVADO DE ESPÉCIES;  $Q_1$  = NÚMERO DE OCORRÊNCIAS ÚNICAS (ESPÉCIES QUE OCORREM EM EXATAMENTE UMA AMOSTRA); m= NÚMERO DE AMOSTRAS; U E V= REPRESENTAM AS ABUNDÂNCIAS RELATIVAS TOTAIS DAS ESPÉCIES COMPARTILHADAS NAS COMUNIDADES 1 E 2;  $a_{ni}$  = NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA I-ÉSIMA ESPÉCIE EM LOCAL A;  $b_{nj}$ = NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA J-ÉSIMA ESPÉCIE EM LOCAL B;  $d_a = a_{ni}^2/aN^2$ ;  $d_b = b_{nj}^2/bN^2$ ;  $aN$  = NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS NO LOCAL A;  $bN$ = NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS NO LOCAL B; q = O NÚMERO DE UNIDADES AMOSTRAIS;  $i = 1qx$ =SOMA DAS ESPÉCIES EM CADA UNIDADE AMOSTRAL;  $i = 1qx^2$ = SOMA DOS QUADRADOS DO NÚMERO DE ESPÉCIES EM CADA UNIDADE AMOSTRAL;  $s_i^2$ = VARIÂNCIA DO NÚMERO DE ÁRVORES DA I-ÉSIMA ESPÉCIE;  $M_i$ = MÉDIA DO NÚMERO DE ÁRVORES DA I-ÉSIMA ESPÉCIE.....30
- QUADRO 2 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER APLICADOS PARA TODA ÁREA. ONDE: n= NÚMERO DE OBSERVAÇÕES, OU SEJA, NÚMERO DE PIXELS;  $x_i$ = VALORES INDIVIDUAIS, OU SEJA, VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM CADA PIXEL;  $\mu$ = MÉDIA;  $\sigma$  = DESVIO PADRÃO;  $\sigma^2$ = VARIÂNCIA. ....55
- QUADRO 3 – CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM BAIXO, MÉDIO E ALTO. ONDE: n= NÚMERO DE OBSERVAÇÕES, OU SEJA,

NÚMERO DE PIXELS;  $x_i$ = VALORES INDIVIDUAIS, OU SEJA, VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM CADA PIXEL;  $\mu$ = MÉDIA;  $\sigma$  = DESVIO PADRÃO.....55

QUADRO 4 - MÉDIA PONDERADA DO INTERVALO DE CONFIANÇA DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER DA KRIGAGEM ORDINÁRIA E BAYESIANA EMPÍRICA NA FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E DENSA. ONDE:  $x$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE;  $p$  é O PESO DO INTERVALO DE CLASSE.....61

## LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 – MÉDIA DO ÍNDICE SHANNON- WEAVER DO INVENTÁRIO FLORESTAL E DA SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO.....61
- TABELA 2 – ESTATÍSTICAS DA VALIDAÇÃO CRUZADA NA INTERPOLAÇÃO KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA. ONDE: FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, ME= ERRO MÉDIO, RMSE= RAIZ DO ERRO QUADRÁTICO MÉDIO; SME= ERRO MÉDIO PADRONIZADO; SEM= ERRO PADRÃO MÉDIO; RQMEP= RAIZ QUADRADA MÉDIA DO ERRO PADRONIZADO. ....61
- TABELA 3 – TESTE ESTATÍSTICO DE MANN-WHITNEY (U) NA MÉDIA DO ERRO PARA KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA. ONDE: FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA.....62
- TABELA 4 – MÉDIA PONDERADA DA INCERTEZA RELATIVA DA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E KRIGAGEM ORDINÁRIA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA E FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA. ONDE:  $x$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE; P É O PESO DO INTERVALO DE CLASSE; FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA. ....62
- TABELA 5 – MÉDIA PONDERADA DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER DA KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E ORDINÁRIA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E ÁREA TOTAL. ONDE:  $x$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE; P É O PESO DO INTERVALO DE CLASSE. ....64
- TABELA 6 - RESULTADOS DA ESTATÍSTICA DESCRITIVA REFERENTE AO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER. ....67
- TABELA 7 - CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER PARA AS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA, FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E ÁREA TOTAL EM BAIXO, MÉDIO E ALTO. ....67
- TABELA 8 – A PORCENTAGEM DE PERDA DE ÁREA EM CADA CLASSE DE INTERVALO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER E OS PESOS DE

CADA CLASSE ANTERIORMENTE AO DESMATAMENTO E APÓS O DESMATAMEWNTO NA ÁREA DE ESTUDO.....	69
TABELA 9 – RESULTADO DO TESTE SIGNIFICÂNCIA t ( $\alpha = 0.05$ ).....	71

## LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ALS - Varredura a laser aerotransportada

CAP - Circunferência à Altura do Peito

CAPES - Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CO<sub>2</sub> - Dióxido de carbono

DAP - Diâmetro à Altura do Peito

DGPS - Sistema de Posicionamento Global Diferencial

EBK - Krigagem Bayesiana Empírica

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FE - Floresta Explorada

FOA - Floresta Ombrófila Aberta

FOD - Floresta Ombrófila Densa

FP - Floresta Preservada

FSM - Floresta Secundária Manejada

FSNM - Floresta Secundária Não Manejada

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDW - Interpolação por Inverso da Distância

INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

KO - Krigagem Ordinária

Lamef - Coordenador do Laboratório de Manejo em Ecossistemas Florestais

LARF - Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa

ME - Erro Médio

MECA - grupo de pesquisa de Manejo em Ecossistemas Amazônicos

MODIS - Satélite Espectrorradiômetro de Imagem de Resolução Moderada

PALSAR - Radar de Abertura Sintética

PRODES - Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite

RMSE - Raiz do Erro Quadrático Médio

RQMEP - Raiz Quadrada Média do Erro Padronizado

SEM - Erro Padrão Médio

SME - Erro Médio Padronizado

TI - Terras Indígenas

TRMM - Missão de Medição de Chuvas Tropicais

UC - Unidades de Conservação

UFOPA - Universidade Federal do Oeste do Pará

UFV - Universidade Federal de Viçosa

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
1.1 HIPÓTESE .....	19
1.2 OBJETIVOS.....	20
1.2.1 Objetivo geral.....	20
1.2.2 Objetivos específicos .....	20
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>21</b>
2.1 FLORESTA AMAZÔNICA .....	21
2.2 MODELAGEM ESPACIAL .....	22
2.3 BIOMASSA .....	24
<b>3 REVISÃO BIBLIOMÉTRICA: ESTIMATIVA DA DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA .....</b>	<b>26</b>
3.1 INTRODUÇÃO SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA ..	26
3.2 METODOLOGIA DA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA.....	27
3.2.1 Revisão Sistemática e Análise Bibliométrica .....	28
3.2.2 Estado da Arte .....	31
3.3 RESULTADOS DA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA .....	32
3.3.1 Revisão sistemática e bibliometria.....	32
3.3.2 Estado da Arte .....	38
3.3.2.1 Localização das áreas de estudos.....	38
3.3.2.2 Vegetação contemplada nos estudos .....	41
3.3.2.3 Diversidade Florística .....	42
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>44</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	44
4.2 BASE DE DADOS .....	44
4.2.1 Inventário Florestal .....	44
4.2.2 Biomassa acima do solo .....	46
4.2.3 Outras bases de dados.....	46
4.3 ANÁLISE DOS DADOS DO INVENTÁRIO FLORESTAL .....	47
4.4 CÁLCULO DE DIVERSIDADE.....	47
4.4.1 Distribuição da diversidade arbórea .....	47
4.4.2 Representatividade da comunidade .....	48
4.5 MODELAGEM ESPACIAL DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER .....	48

4.5.1 Métodos de interpolação espacial .....	48
4.5.1.1 Krigagem Ordinária.....	49
4.5.1.2 Krigagem Bayesiana Empírica.....	50
4.6 VALIDAÇÃO CRUZADA .....	50
4.7 INCERTEZA NAS ESTIMATIVAS .....	53
4.8 MÉDIA PONDERADA E PESO DAS CLASSES DE VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER.....	53
4.9 CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER.....	54
4.10 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO .....	55
4.11 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO NAS FLORESTAS .....	56
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>58</b>
5.1 RIQUEZA DAS FLORESTAS OMBRÓFILAS ABERTA E DENSA.....	58
5.2 COMPORTAMENTO DA VARIÁVEL DIVERSIDADE ARBÓREA .....	59
5.2.1 Variabilidade do índice de Shannon- Weaver.....	60
5.3 VALIDAÇÃO CRUZADA.....	61
5.4 PRECISÃO DAS ESTIMATIVAS .....	62
5.5 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO BIOMA AMAZÔNICO	64
5.5.1 Mapa da diversidade de espécies arbóreas no Bioma Amazônico.....	64
5.5.2 Classificação do índice de Shannon-Weaver no Bioma Amazônico....	67
5.6 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO .....	68
5.7 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL .....	71
<b>6 DISCUSSÃO .....</b>	<b>73</b>
6.1 REVISÃO BIBLIOMÉTRICA .....	73
6.2 PRECISÃO DA MODELAGEM ESPACIAL.....	80
6.3 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS.....	82
6.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO .....	84
6.5 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL .....	85
<b>7 CONCLUSÕES .....</b>	<b>88</b>
<b>8 RECOMENDAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>90</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>91</b>
<b>APÊNDICE 1 – MAPAS ADICIONAIS .....</b>	<b>107</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica é a maior floresta tropical contínua do mundo, reconhecida globalmente por sua contribuição significativa à biodiversidade e à mitigação das alterações climáticas (Peng et al., 2020). Sua vasta biodiversidade florística é um fenômeno bem documentado e cientificamente comprovado (Antonelli et al., 2018; Gillespie, 2021; Oliveira et al., 2019). Assim como, a floresta armazena uma quantidade significativa de carbono em sua biomassa que auxilia na regulação do clima global (Ometto et al., 2023; Walker et al., 2020). Sua conservação é essencial para equilíbrio ecológico e regulação do clima (Peng et al., 2020; Simões; Ferraz; Alves, 2018).

A biodiversidade florística na Floresta Amazônica não é uniformemente distribuída e exibe uma heterogeneidade espacial intrínseca, característica dos ecossistemas naturais (Antonelli et al., 2018; Gaston, 2000; Zuquim et al., 2021). Contudo, a biodiversidade da Floresta Amazônica ainda é pouco conhecida em muitas áreas do Bioma Amazônico (Stropp et al., 2020). Assim como, os poucos estudos de diversidade florística que contemplam todo o bioma estimam apenas a riqueza de espécies, ou seja, o número de espécies (Carvalho et al., 2023; Oliveira et al., 2019).

No entanto, a diversidade biológica é composta por dois componentes: a riqueza e a uniformidade que descrevem a variabilidade das espécies no espaço (Odum; Barret, 2006, Magurran; Brian J. McGill, 2011). A estimativa da diversidade biológica é feita por índices de diversidade, expressões matemáticas que contêm os componentes riqueza e uniformidade. Dentre elas, o índice mais amplamente utilizado é o Shannon- Weaver (Shannon; Weaver, 1949).

Na literatura científica sobre a diversidade florística na Amazônia, observa-se que a maioria dos estudos é conduzida em uma escala local, conforme evidenciado em pesquisas recentes (Bezerra et al., 2021; Bonilla et al., 2020; Fernandes; Ruivo; Costa, 2020; Lima et al., 2021; Oliveira, E.K.B. et al., 2019; Ramos et al., 2019). A maior quantidade de estudos em áreas pequenas justifica-se devido à vasta extensão e à complexidade logística inerente ao Bioma Amazônico, que impõe grandes desafios para a execução de inventários florestais.

Em contrapartida, no contexto de mudanças climáticas, a biomassa é uma variável bastante estudada na Amazônia (Araujo et al., 2023). A biomassa contida nas florestas tropicais constitui um dos principais estoques de carbono no planeta (Pan et

al., 2011). Os mapas de biomassa já publicados estimam a grande reserva contida na Floresta Amazônica (MCTI, 2016; Nogueira et al., 2008; Saatchi et al., 2007, 2011).

O desenvolvimento da geotecnologia, da ciência de dados, da inteligência artificial e o aprimoramento da capacidade computacional têm expandido significativamente as fronteiras no estudo em larga escala (Blundo et al., 2021; Carvalho et al., 2023; Oliveira, Ubirajara et al., 2019; Ometto et al., 2023). Essas inovações possibilitam a exploração de domínios científicos que anteriormente eram restritos devido às limitações computacionais, proporcionando uma análise mais abrangente e detalhada da biodiversidade em larga escala na Amazônia (Gillespie, 2021; Zuquim et al., 2021).

A técnica de interpolação espacial, já amplamente adotada em campos como mineração, geologia, agricultura e ciência do solo (Miller; Franklin; Aspinall, 2007; Silva; Manzione; Oliveira, 2023), tem recentemente encontrado aplicações na ecologia (Gelfand, 2022). Essa técnica é relevante para analisar a variação espacial da diversidade florística. A utilização da interpolação espacial permite estimar a diversidade florística em toda a área de estudo, alcançando as áreas não amostradas (Gelfand, 2022).

Enfim, o desmatamento e degradação são uma ameaça a biodiversidade (Antonelli et al., 2018; Brandão; Barata; Nobre, 2022). Assim como a biomassa das florestas possui um papel importante no sequestro de carbono (Gatti et al., 2021; Walker et al., 2020). A biodiversidade e a biomassa vegetal são importantes variáveis que estão ameaçadas pelas atividades exploratórias no Bioma Amazônico com a degradação e remoção da floresta (Brandão; Barata; Nobre, 2022; Gatti et al., 2021). Esses avanços tecnológicos estão direcionando a implementação de estratégias mais efetivas e sustentáveis para a conservação da floresta, permitindo uma gestão ambiental mais informada e direcionada.

## 1.1 HIPÓTESE

O estudo foi desenvolvido buscando responder às seguintes hipóteses:

- A maioria das publicações sobre diversidade florística no Bioma Amazônico é local e a Scopus não tem publicações indexadas da espacialização da diversidade florística em larga escala no Bioma;

- Há diferença na diversidade de espécies arbóreas entre a Floresta Ombrófila Aberta (FOA) e a Floresta Ombrófila Densa (FOD);
- O desmatamento afeta em proporção maior regiões com maiores valores de diversidade de espécies arbóreas;
- Existe relação entre a diversidade de espécies arbóreas e a biomassa total acima do solo nas florestas do Bioma Amazônico.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

O objetivo deste estudo foi realizar a espacialização da diversidade de espécies arbóreas e relacionar o índice de diversidade Shannon- Weaver com a biomassa acima do solo no Bioma Amazônico.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- a) Construir um panorama dos estudos sobre estimativa da diversidade florística na Floresta Amazônica;
- b) Estimar por meio do índice de Shannon- Weaver a diversidade de espécies arbóreas nas parcelas dos inventários florestais do Projeto RADAMBRASIL;
- c) Realizar a interpolação espacial dos valores do índice de Shannon- Weaver para as duas principais fitofisionomia florestais no Bioma Amazônico;
- d) Cruzar de forma visual os polígonos de desmatamento Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES) e o mapa de diversidade de espécies arbóreas do Bioma Amazônico resultado do estudo;
- e) Avaliar se há relação entre a diversidade de espécies arbóreas e a biomassa total acima do solo no Bioma Amazônico.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 FLORESTA AMAZÔNICA

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas mais ricos do mundo, abrigando mais da metade da biodiversidade da Terra (Antonelli et al., 2018; Barthloti; Lauer; Placke, 1996; Lewis; Edwards; Galbraith, 2015; Pillay et al., 2022). Isso tem conduzido ao aumento de estudos e inventários em florestas tropicais nos últimos anos (Blundo et al., 2021). A Floresta Amazônica, a maior floresta tropical do mundo, estende-se por 8 países e um departamento ultramarino da França: Brasil, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa. O Brasil possui a maior parte em área, detém 60% da Floresta Amazônica que está presente nos estados do Pará, Amazonas, Acre, Mato Grosso, Rondônia, Amapá, Roraima, Maranhão, Tocantins.

A Floresta Amazônica não é apenas a floresta tropical mais diversificada do mundo, mas também a região da América tropical que mais contribuiu para a sua biodiversidade total (Antonelli et al., 2018). A diversidade biológica da Floresta Amazônica não se apresenta de forma homogênea (Da Silva; Rylands; Da Fonseca, 2005). Nas florestas comumente encontrar espécies muito abundantes, outras moderadamente abundantes e o restante, raras; frequentemente, a maioria delas são raras (Magurran, 2011).

Assim como sua importância ecológica, as florestas tropicais armazenam 25% do carbono global (Poorter et al., 2015). São, portanto, importantes para o sequestro e o ciclo global de carbono, pois armazenam grandes quantidades de carbono orgânico em sua biomassa. Atualmente, as florestas tropicais contribuem com carbono de forma neutra, mas a sua perda e as alterações climáticas podem torná-las numa fonte de carbono num futuro próximo, tornando mais difícil limitar o aquecimento global (Mitchard, 2018).

A ocupação da Amazônia pode ser explicada pela coexistência de dois padrões: 'rio-várzea-floresta' e 'estrada-terra firme-floresta' (Gonçalves, 2001). O primeiro padrão, caracterizado pela organização da população e economia às margens dos rios predominou até a década de 1960, a qual se caracterizou pelo baixo impacto na floresta. Depois, com a construção da rodovia e ao longo delas desenvolvimento de atividades econômicas como pecuária, agricultura e exploração

madeira, mineração. Sendo assim, a colonização da Amazônia, desde o final da década de 1960, foi caracterizada por um intenso processo de degradação ambiental. As rodovias proporcionaram conflitos territoriais, crescimento desordenado das cidades e desmatamento, assim como, a entrada de posseiros e outros atores na Amazônia (Arima et al., 2016; Barni; Fearnside; Graça, 2014; Fearnside, 2006).

As atividades econômicas são ligadas à degradação e desmatamento da floresta. Dessa forma, existe uma relação entre elas com origem na tradicional forma de expansão da fronteira agrícola brasileira a partir de um padrão de uso e ocupação do solo que inicia com a extração da madeira, degradando a floresta, desmatamento para implantação da pecuária e posteriormente desenvolvimento da agricultura moderna (Reydon, 2011). Albert et al. (2023) destacam a crescente degradação dos ambientes amazônicos devido às suas atividades econômicas, as quais superam processos naturais e levam a uma rápida mudança de uma paisagem majoritariamente florestal para uma não florestal.

O desmatamento e o aquecimento global são as maiores ameaças à importância econômica das plantas na Floresta Amazônica, bem como na perda acelerada de biodiversidade (Brandão; Barata; Nobre, 2022). O estresse hídrico na Amazônia é fortemente afetado por mudanças climáticas e desmatamento, com sérias consequências para a biodiversidade e a funcionalidade do ecossistema (Flores et al., 2024). A seca é um dos principais fatores da perda florestal induzida pelo fogo e reduziu a distribuição de plantas na Amazônia (Gillespie, 2021).

Regiões como o arco de desmatamento são consideradas atualmente áreas que emitem mais carbono para a atmosfera do que absorvem (Gatti et al., 2021). Estima-se que 10% a 47% da Floresta Amazônica estará exposta a distúrbios compostos que podem desencadear transições ecossistêmicas inesperadas, potencialmente exacerbando as mudanças climáticas regionais (Flores et al., 2024).

## 2.2 MODELAGEM ESPACIAL

A interpolação espacial é o método mais comum de modelagem espacial. A interpolação é o processo de obtenção de um valor para uma variável de interesse em um local onde os dados não foram observados, utilizando dados de locais onde os dados foram coletados (Krivoruchko, 2012; Yamamoto; Landim, 2013). Isso permite a representação em mapas, de forma contínua, do comportamento de variáveis

amostradas pontualmente, ou seja, ao extrapolar informações fora dos limites de área amostrada (Andriotti, 2003).

Há diversos métodos para interpolar dados espaciais, os quais se enquadram em duas grandes classes: determinísticas e probabilísticas (Krivoruchko, 2012; Yamamoto; Landim, 2013). A adição de um modelo estatístico que inclui probabilidade separa os métodos probabilísticos dos métodos determinísticos (Esri, 2024a). A interpolação determinística estimar valores em locais não medidos baseado na localização onde os dados são conhecidos, criando uma superfície contínua utilizando uma fórmula fixa (Waseem et al., 2016). Por outro lado, a interpolação probabilística, incorpora a incerteza e o conceito de probabilidade na estimativa de valores em localizações desconhecidas (Lebrenz; Bárdossy, 2019).

As técnicas de interpolação determinística, tais como a Interpolação por Inverso da Distância (IDW), são frequentemente empregadas. O IDW é baseado principalmente na hipótese de que o valor do atributo de um local não medido é a média ponderada dos valores de atributos conhecidos dentro da vizinhança, e os 'pesos' estão meramente associados às distâncias horizontais entre os locais medidos e não medidos (Waseem et al., 2016).

As técnicas de interpolação espacial podem não considerar explicitamente a estrutura espacial ou a correlação entre os pontos amostrados além da proximidade imediata, assim não fornecem medidas de incerteza para as estimativas geradas, exemplo é o IDW (Yamamoto; Landim, 2013). A geoestatística vem da estatística aplicada que lida com o estudo e modelagem de fenômenos espaciais ou temporais e considera a correlação espacial entre os pontos de dados da variável, ou seja, é permitido o uso da geoestatística quando existe correlação espacial da variável no espaço geográfico (Yamamoto; Landim, 2013).

A geoestatística surgiu na década de 50 com o sul-africano Daniel Krige publicou resultados de estudos sobre dados relativos a atividades desenvolvidas em minas de ouro do Rand, na África do Sul (Andriotti, 2003). A geoestatística permite a quantificação dos erros cometidos nas extrapolações dos dados (Andriotti, 2003). Tal técnica permite descrever e modelar padrões espaciais (variograma), para prever valores em locais não amostrado (krigagem), para obter a incerteza associada a um valor estimado em locais não amostrados (variância de krigagem) e para otimizar malhas de amostragem (Andriotti, 2003; Oliver; Webster, 1990).

A krigagem usa um semivariograma – uma função da distância e direção que separa dois locais – para quantificar a dependência espacial dos dados. Um semivariograma é construído calculando metade da diferença quadrática média dos valores de todos os pares de medidas em locais separados por uma determinada distância  $h$ . O semivariograma é traçado no eixo  $y$  em relação à distância de separação  $h$  (Krivoruchko, 2012; Yamamoto; Landim, 2013). A modelagem do semivariograma garante que as estimativas sejam as mais precisas e com a menor variância possível (Yamamoto; Landim, 2013).

São diversos os métodos de interpolação probabilísticas que descrever e modelar padrões espaciais por meio do variograma. A escolha da krigagem que será utilizada é feita a partir da distribuição dos dados, domínio do método e conhecimentos prévios por exemplo da média global. Os mais usualmente utilizados são as Krigagem Linear: Krigagem Ordinária (KO); Krigagem Simples; Krigagem da Média. Esses métodos foram incluídos como técnicas lineares, pois fazem uso da variável contínua na escala original de medida (Yamamoto; Landim, 2013).

Métodos que fazem uso da transformação não linear de dados foram classificados como Krigagem não linear: Krigagem Multigaussiana; Krigagem Logormal; Krigagem Indicadora (Yamamoto; Landim, 2013). Existe também a coestimativa geoestatística que utiliza diferentes configurações de pontos de amostragem, dentre elas a cokrigagem ordinária, colocalizada e com deriva externa. Em 2012 surgiu a Krigagem Bayesiana Empírica (EBK) com a fundamentação em princípios bayesianos (Krivoruchko, 2012).

Paralelamente, observa-se uma crescente adoção também de métodos baseados em aprendizado de máquina para interpolação espacial, aproveitando a sua habilidade em capturar padrões complexos dos dados (Shariffar, 2022). O Random Forest, que é um conjunto de árvores de decisão, tem a flexibilidade dos métodos de aprendizado de máquina em capturar não-linearidades nos dados, mas também da capacidade de incorporar diretamente informações espaciais significativas que são críticas para a precisão da interpolação espacial (Sekulić et al., 2020).

### 2.3 BIOMASSA

A biomassa está presente em uma variedade de materiais, incluindo madeira, serragem, palha, resíduos de sementes, estrume, entre outros (Perea-Moreno;

Samerón-Manzano; Perea-Moreno, 2019). A biomassa é considerada uma fonte de energia renovável, pois os materiais orgânicos utilizados podem ser replantados ou recriados em ciclos curtos (Kumar et al., 2020). A biomassa vegetal pode ser convertida em produtos de alto valor agregado, especialmente com os avanços tecnológicos e sua maior valorização (Ning et al., 2021).

Existe um crescente interesse em estudos sobre biomassa (Araujo et al., 2023). A biomassa oferece uma alternativa sustentável e segura em termos energéticos para a produção, ajudando no desenvolvimento sustentável e na segurança energética global, especialmente após 2008, devido ao aumento dos preços do petróleo e crises econômicas (Perea-Moreno; Samerón-Manzano; Perea-Moreno, 2019).

Além disso, a biomassa é uma importante variável para a mitigação das mudanças climáticas ao ter um papel crucial no sequestro de carbono (Araujo et al., 2023). As florestas absorvem dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) da atmosfera durante o processo de fotossíntese, armazenando carbono em sua biomassa. Esse processo contribui para a mitigação das mudanças climáticas, pois reduz a quantidade de CO<sub>2</sub>, um dos principais gases de efeito estufa, na atmosfera (Pan et al., 2011).

Em estudos a biomassa pode ser convertida para carbono com o uso de um fator de conversão, tal método de conversão é amplamente utilizado (Araujo et al., 2023; Joshi, 2020). No entanto, recomenda-se realizar avaliações locais do conteúdo de carbono, preferencialmente usando o método de combustão seca, que oferece mais precisão nos resultados e reduz o desperdício (Joshi, 2020).

A biomassa tem uma variabilidade espacial complexa necessita de estratégias de conservação e gestão florestal que considerem a distribuição espacial dessas variáveis (Torres et al., 2020). São diversos os estudos que quantificam a biomassa na Amazônia, mas ainda insuficientes, deixando diversas lacunas (Araujo et al., 2023).

A Amazônia tem o maior estoque de carbono na vegetação tropical (Araujo et al., 2023; Nogueira et al., 2015; Ometto et al., 2023). No entanto, o desmatamento tornou algumas regiões na Amazônia emissoras de carbono para a atmosfera, emitem mais do que absorvem (Gatti et al., 2021). Cenários futuros mostram a perda de floresta e transformação da paisagem na Amazônia (Flores et al., 2024). Por isso, é importante que as gestões governamentais considerem a restauração florestal. As florestas secundárias podem armazenar grandes quantidades de carbono na biomassa acima do solo (Chazdon et al., 2016).

### 3 REVISÃO BIBLIOMÉTRICA: ESTIMATIVA DA DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA

#### 3.1 INTRODUÇÃO SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA

A conservação das florestas tropicais é importante para a regulação do clima, pois elas são responsáveis pelo sequestro efetivo do carbono da atmosfera (Araujo et al., 2023; Feitosa et al., 2023), e, sobretudo, para a manutenção da diversidade biológica, também chamada de biodiversidade (Peng et al., 2020). Embora a Floresta Amazônica seja detentora de um destaque nacional e mundial para conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças do clima (Feitosa et al., 2023), historicamente padece com o desmatamento e a degradação das florestas.

O desmatamento no Bioma Amazônico está associado à sua história de ocupação recente, definida pela construção de estradas (Da Silva et al., 2023; Vilela et al., 2020), implementação de projetos hidrelétricos (Nickerson et al., 2022), mineração (Chaddad et al., 2022), agricultura e pastagem (Caballero et al., 2023) e comércio ilegal de madeira (Brancalion et al., 2018). As alterações da paisagem e da estrutura dos fragmentos de floresta afetam diretamente a diversidade das florestas (Gillespie, 2021).

A diversidade biológica é a variação de espécies dentro das comunidades e entre comunidades na paisagem (Eisenlohr et al., 2011). Para que se compreenda a biodiversidade também é importante reconhecer que esta é resultado de dois componentes: um componente de riqueza, que representa a diversidade de tipos biológicos existentes (por exemplo gêneros, espécies, genótipos etc.) e um componente de repartição, que representa como os indivíduos estão distribuídos entre esses diferentes tipos biológicos (Odum; Barret, 2006). Enquanto a riqueza é entendida como o número de espécies dentro da unidade de estudo, a uniformidade descreve a variabilidade das espécies (Magurran; Brian, 2011).

Dessa forma, a diversidade biológica pode ser estimada por meio dos índices de diversidade, a que utilizam a riqueza e a abundância (Magurran; Brian J. McGill, 2011). Os diferentes índices permitem quantificar diversos aspectos, principalmente riqueza, uniformidade ou variações mais complexas entre as espécies por meio de fórmulas matemáticas (Chao; Chazdon; Shen, 2005; Jaccard, 1901; Pielou, 1966; Shannon; Weaver, 1949; Simpson, 1949; Sorensen, 1948). Alguns índices, como os

de similaridade, são bastante utilizados para estudos comparativos de diferentes comunidades ou de uma mesma comunidade em diferentes estágios de sucessão ou graus de conservação (Magurran; Brian, 2011).

A diversidade biológica também é dividida em três níveis de diversidade biológica com suas respectivas escalas. A diversidade dentro de uma comunidade relativamente homogênea é denominada diversidade alfa, a diversidade ao longo dos gradientes de comunidades é a diversidade beta. A diversidade gama é a diversidade total de uma paisagem ou região geográfica (Whittaker, 1972).

Ao se tratar de florestas com dimensões continentais, como é o caso da Amazônica, torna-se possível dispor de uma visão geral do problema e compreender as tendências em que se encontram as pesquisas é um fator crucial para o desenvolvimento de soluções e tecnologias. Ao encontro dessa necessidade diversos autores mencionam a revisão bibliométrica como uma ferramenta que viabiliza esses aspectos em todas as áreas do conhecimento (Araujo et al., 2023; Donthu et al., 2021; Ekundayo; Okoh, 2018; Van Raan, 2014).

A análise bibliométrica, aborda a produção científica já realizada relacionada a um tema específico, tais como a instituição responsável pela produção acadêmica ou o impacto na comunidade científica (Araujo et al., 2023; Donthu et al., 2021). A partir da exploração e análise de um grande volume de dados científicos disponíveis, mas ainda não estruturados, por meio de técnicas quantitativas (Donthu et al., 2021). A compilação e análise dessas informações permite a identificação de lacunas, visualização de tendências do conhecimento e redirecionamento de estudos em andamento em determinadas áreas de interesse (Donthu et al., 2021).

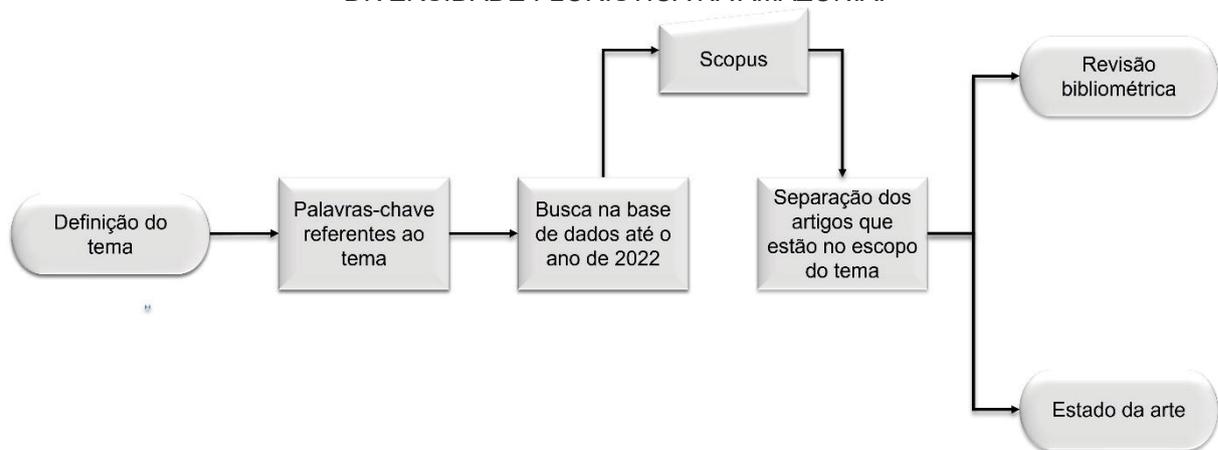
Essa seção realizou uma revisão bibliométrica sobre estimativa da diversidade florística na Floresta Amazônica para construção de uma visão acerca do que foi e está sendo estudado sobre a diversidade florística na região, assim como, identificar as descobertas e as lacunas científicas. Para isso, foi realizada uma revisão bibliométrica, que contemplou: (i) a reunião das publicações científicas até o ano de 2022; (ii) histórico das publicações e; (iii) construção do panorama das tendências atuais da diversidade florística na Floresta Amazônica.

### 3.2 METODOLOGIA DA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA

### 3.2.1 Revisão Sistemática e Análise Bibliométrica

A revisão bibliométrica incluiu todos os países com Floresta Amazônica (Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Venezuela e Suriname) e a Guiana Francesa, território ultramarino da França. Foi realizado o estudo bibliométrico conforme metodologia descrita por (Araujo et al., 2023; Donthu et al., 2021; Silva, Thiago Cardoso et al., 2020). Um esquema simplificado de como foi realizada a avaliação da pesquisa pode ser visto na Figura 1.

FIGURA 1 – ESQUEMA SIMPLIFICADO DAS ETAPAS DE AVALIAÇÃO DAS PUBLICAÇÕES SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA.



FONTE: A autora (2024).

A análise das publicações indexadas foi feita na base de dados Scopus. Embora não abranja a totalidade das publicações existentes na literatura, a Scopus está entre as mais abrangentes bases de informação bibliográfica, sendo uma fonte de dados bibliométricos com curadoria e elevada qualidade para investigações acadêmicas em estudos científicos quantitativos (Baas et al., 2020; Pranckuté, 2021). Ademais, apresenta métricas informativas passíveis de serem processadas estatisticamente por meio de softwares e outras ferramentas estatísticas (Montoya et al., 2018). Dentro da área do estudo, a Scopus tem cerca de 90% das revistas científicas de biologia e ciência da terra e 80% das revistas científicas de agricultura, veterinária e ambiente (Scopus, [S.d.]).

O presente estudo não é um censo, mas reflete uma amostragem grande de publicações indexadas existentes sobre o tema: revistas científicas, livros e artigos de conferências indexados na base de dados. Para abranger um maior número de manuscritos, utilizou-se uma combinação de palavras-chaves em inglês. A busca foi

realizada utilizando as principais palavras-chaves sobre a temática no tópico título, resumo e palavras-chaves das publicações. Foi definido uma grande quantidade de palavras-chaves que poderiam abranger estudos sobre estimativa da diversidade florística na Amazônia.

A busca baseou-se nos principais índices de riqueza, diversidade e similaridade florística utilizados em estudos fitossociológicos: índice de Margalef; índice de Jaccard; índice de Chao-Jaccard; índice de Sorensen; índice de Chao-Sorensen; índice de MacGuinnes; índice de Fracker e Brischle; índice de Payandeh; índice de Hazen; índice de Morisita; índice de Morisita-Horn; índice de Shannon-Weaver; índice de Simpson ou Gini-Simpson; índice de Pielou; índice de Jentsch; índice de Jackknife 1 e Jackknife 2 (Quadro 1). Outros tópicos vinculados à diversidade florística, explorados na pesquisa, incluíram índice de diversidade, índice de biodiversidade e comunidade ecológica. Todos esses temas podem coexistir em uma mesma publicação. Esses tópicos foram empregados em conjunto com palavras-chave que direcionaram a análise para a diversidade da floresta na Amazônia.

A sequência de busca foi: *TITLE-ABS-KEY((Margalef or Jaccard or Sorensen or MacGuinnes or "Fracker and Brischle" or "Payandeh" or "Hazen" or "Morisita" or "Shannon" or "Simpson" or "Pielou" or "Jentsch" or "Jackknife" or "Biodiversity index" or "Diversity index" or "Diversity indices" or "community ecology" or "Biodiversity index" or "Diversity index" or "Diversity indices" or "community ecology") and (forest or forestry or tree) and (Amazon or Amazonia)) AND ( EXCLUDE ( PUBYEAR,2023)*. Nesta revisão foram avaliados apenas estudos publicados até 2022.

As publicações foram acessadas e lidas integralmente. Posteriormente, foi realizada uma triagem dos estudos de diversidade florística no Bioma Amazônico. Foram adotados os seguintes critérios de inclusão: (1) área de estudo no Bioma Amazônico; (2) estimou a diversidade a partir de índices de diversidade; (3) Realizada na comunidade arbórea. Apenas as publicações que atenderam a esses três critérios foram selecionadas para as análises seguintes.

Em seguida, foram identificados os seguintes parâmetros em cada publicação: (a) ano de publicação; (b) identificação e instituição de filiação dos autores; (c) rede de clusters de interconexão entre os autores, utilizando o programa VOSviewer versão 1.6.15; (d) palavras principais presentes nos títulos das obras; (e) agências e instituições patrocinadoras da pesquisa; (f) periódicos de publicações; (g)

tipo de publicação por documento. A tabulação e confecção dos gráficos utilizou o software Microsoft Office Excel.

QUADRO 1 – ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENCONTRADOS NAS PUBLICAÇÕES. ONDE:  $p_i$ = PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS DA I-ÉSIMA ESPÉCIE EM UMA COMUNIDADE INTEIRA;  $S$ = O NÚMERO DE ESPÉCIES NA COMUNIDADE;  $N$ = NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS AMOSTRADOS;  $a$ = O NÚMERO DE ESPÉCIES COMPARTILHADAS PELOS DOIS LOCAIS;  $b$ = O NÚMERO DE ESPÉCIES ÚNICAS ENCONTRADAS NO PRIMEIRO LOCAL;  $c$ = O NÚMERO DE ESPÉCIES ÚNICAS ENCONTRADAS NO SEGUNDO LOCAL;  $S_{OBS}$  = NÚMERO TOTAL OBSERVADO DE ESPÉCIES;  $Q_1$  = NÚMERO DE OCORRÊNCIAS ÚNICAS (ESPÉCIES QUE OCORREM EM EXATAMENTE UMA AMOSTRA);  $m$ = NÚMERO DE AMOSTRAS;  $U$  E  $V$ = REPRESENTAM AS ABUNDÂNCIAS RELATIVAS TOTAIS DAS ESPÉCIES COMPARTILHADAS NAS COMUNIDADES 1 E 2;  $ani$  = NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA I-ÉSIMA ESPÉCIE EM LOCAL A;  $bnj$ = NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA J-ÉSIMA ESPÉCIE EM LOCAL B;  $da = \sum \frac{ani^2}{aN^2}$ ;  $db = \sum \frac{bnj^2}{bN^2}$ ;  $aN$  = NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS NO LOCAL A;  $bN$ = NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS NO LOCAL B;  $q$  = O NÚMERO DE UNIDADES AMOSTRAIS;  $\sum_{i=1}^q x$ =SOMA DAS ESPÉCIES EM CADA UNIDADE AMOSTRAL;  $\sum_{i=1}^q x^2$ = SOMA DOS QUADRADOS DO NÚMERO DE ESPÉCIES EM CADA UNIDADE AMOSTRAL;  $S_i^2$ = VARIÂNCIA DO NÚMERO DE ÁRVORES DA I-ÉSIMA ESPÉCIE;  $M_i$ = MÉDIA DO NÚMERO DE ÁRVORES DA I-ÉSIMA ESPÉCIE.

Index	Expression	Eq.	Autor
Shannon-Weaver	$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$	1	(Shannon; Weaver, 1949)
Pielou	$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$	2	(Pielou, 1966)
Sorensen	$SI = \frac{2C}{A+B}$	3	(Sorensen, 1948)
Jaccard	$J = \left( \frac{a}{a+b+c} \right)$	4	(Jaccard, 1901)
Simpson (D) e Gini-Simpson (1-D)	$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$	5	(Simpson, 1949)
Coeficiente de Mistura de Jentsch	$QM = \frac{S}{N}$	6	(Hosokawa, 1981)
Margalef	$D = \frac{S-1}{\sqrt{N}}$	7	(Margalef, 1958)
Jackknife 1	$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left( \frac{m-1}{m} \right)$	8	(Burnham; Overton, 1978)
Chao-Sorensen	$CS = \frac{2UV}{(U+V)}$	9	(Chao; Chazdon; Shen, 2005)
Morisita	$I_\delta = q \frac{\sum_{i=1}^q x^2 - \sum_{i=1}^q x}{(\sum_{i=1}^q x)^2 - \sum_{i=1}^q x}$	10	(Morisita, 1959)
Payandeh	$P_i = \frac{S_i^2}{M_i}$	11	(Payandeh, 1970)
Chao- Jaccard	$CJ = \frac{UV}{U+V-UV}$	12	(Chao; Chazdon; Shen, 2005)
Morisita-Horn	$I_{M-H} = \frac{2 \sum (ani \times bnj)}{(da + db)aN + bN}$	13	(Horn, 1966)
Jackknife 2	$S_{jack2} = S_{obs} + \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)}$	14	(Burnham; Overton, 1978)

FONTE: A autora (2024).

### 3.2.2 Estado da Arte

Para a elaboração do estado da arte foi realizada uma leitura completa dos documentos selecionados, com o objetivo de compreender os temas pesquisados. Foram avaliados os seguintes parâmetros:

- Local de estudo da pesquisa: país, estado, município e localização geográfica da área de estudo;
- Condição da floresta: Floresta Secundária Não Manejada- FSNM (sem tratamento silvicultural), Floresta Secundária Manejada- FSM (com tratamento silvicultural), Floresta Preservada- FP e Floresta Explorada- FE (passou por manejo sustentável, exploração madeireira irregular, queimada, fragmentação, extrativismo ou outra atividade antrópica direta);
  - Na classificação em FE fez-se uma subclassificação em relação ao grau de exploração - Grau 1 (Extrativismo, Manejo Florestal Sustentável, fragmentos com influência da urbanização no entorno, remoção de poucas espécies arbóreas), Grau 2 (exploração madeireira irregular antiga ou recente com remoção de uma grande quantidade de árvores de valor comercial, queimadas eventuais), Grau 3 (remoção de grande quantidade de árvores com aberturas grandes do dossel e queimadas consecutivas);
  - O uso da terra anterior nas categorias FSNM e FSM (Agricultura, Pastagem, Mineração, Queimada, Exploração madeira e Petróleo). Para isso, considerou-se o uso da terra informado na publicação, podendo ter um ou mais usos da terra anteriormente a Floresta Secundária;
  - Nível de precisão da classificação da vegetação (fitofisionomias) nas publicações segundo a classificação oficial do Manual da Vegetação Brasileira do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): Classificação Regional ou Outras Classificações, Classificação Incompleta do IBGE, Classificação Completa do IBGE;
  - Os índices de diversidades utilizados na estimativa da diversidade florística;
  - Se foi realizado em área de estudo sob regime especial de administração – Unidades de Conservação (UC) e Terras Indígenas (TI);

- A categoria do grupo 1 da UC no Brasil segundo o capítulo III da Lei nº 9.985, 2000 - Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável;
- Os subgrupos categoria Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável da UC no Brasil segundo o capítulo III da Lei nº 9.985, 2000 - Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural, Refúgio de Vida Silvestre, Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional; Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva Particular do Patrimônio Natural;
- Qual(is) o(s) tipo(s) de diversidade avaliado(s), diversidade alfa, beta ou gama segundo o conceito de (Whittaker, 1972), quando informado na publicação e quando identificado na leitura completa da publicação;
- Uso significativo da Geotecnologia no estudo científico.

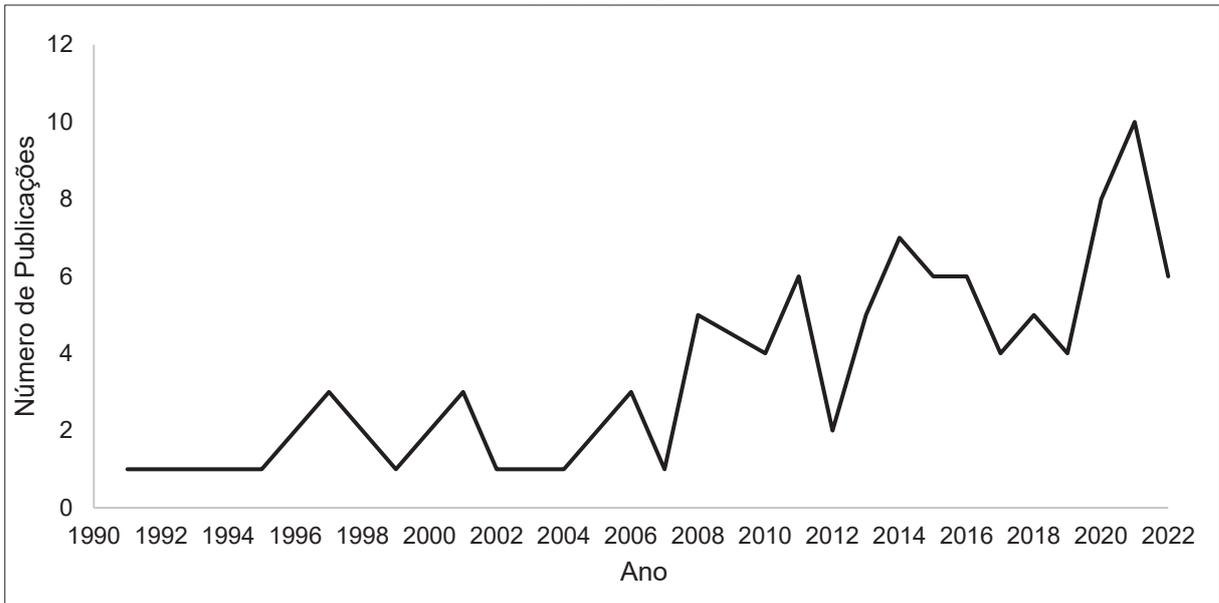
Por meio da análise dos resultados da revisão bibliométrica e do estado da arte foi possível descobrir lacunas do conhecimento, falhas ou falta de informações importantes para compreensão da diversidade florística. Assim, evitar o esgotamento de estudos na mesma área, possibilitando o desenvolvimento de novas pesquisas e fechamentos de lacunas existentes na temática.

### 3.3 RESULTADOS DA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA

#### 3.3.1 Revisão sistemática e bibliometria

A busca retornou 322 publicações, destas 95 atenderam aos critérios estabelecidos. Dos documentos analisados, 98,8% foram artigos científicos e 1,2% resumo de conferência. O primeiro documento publicado em periódicos indexados nos bancos de dados da Scopus, sobre a temática, foi no ano de 1991. A avaliação temporal das publicações resultou em oscilações anuais (Figura 2), com incremento de publicações sobre a temática ao longo do tempo, com no mínimo uma publicação por ano. Dentre as publicações, o estudo com maior número de citações foi o (Mesquita et al., 2001) publicado com acesso livre no *Journal of Ecology*. No momento desta pesquisa a publicação contava com 237 citações.

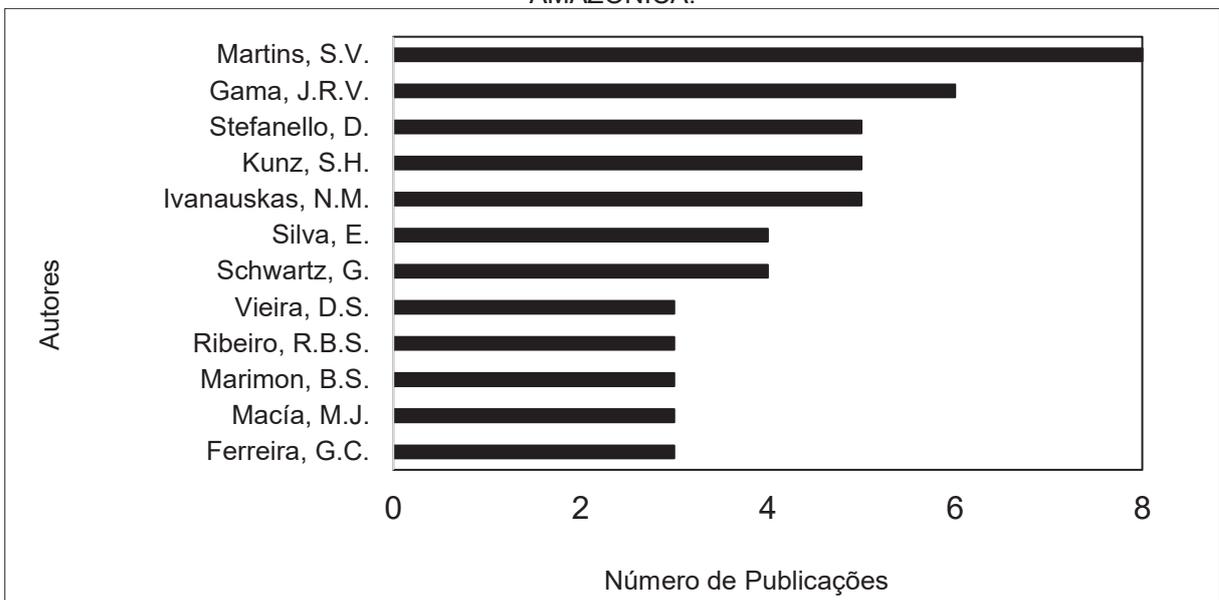
FIGURA 2 – NÚMERO DE PUBLICAÇÕES POR ANO, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.



FONTE: A autora (2024).

Foram identificados 160 pesquisadores responsáveis pela autoria destas publicações. Desse total, apenas 22,5% dos autores foram responsáveis por mais de uma publicação. O Dr. Sebastião Venâncio Martins (Martins, S. V.) foi o autor com maior número de publicações sobre o tema, seguido do Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama (Gama, J. R. V.) (Figura 3).

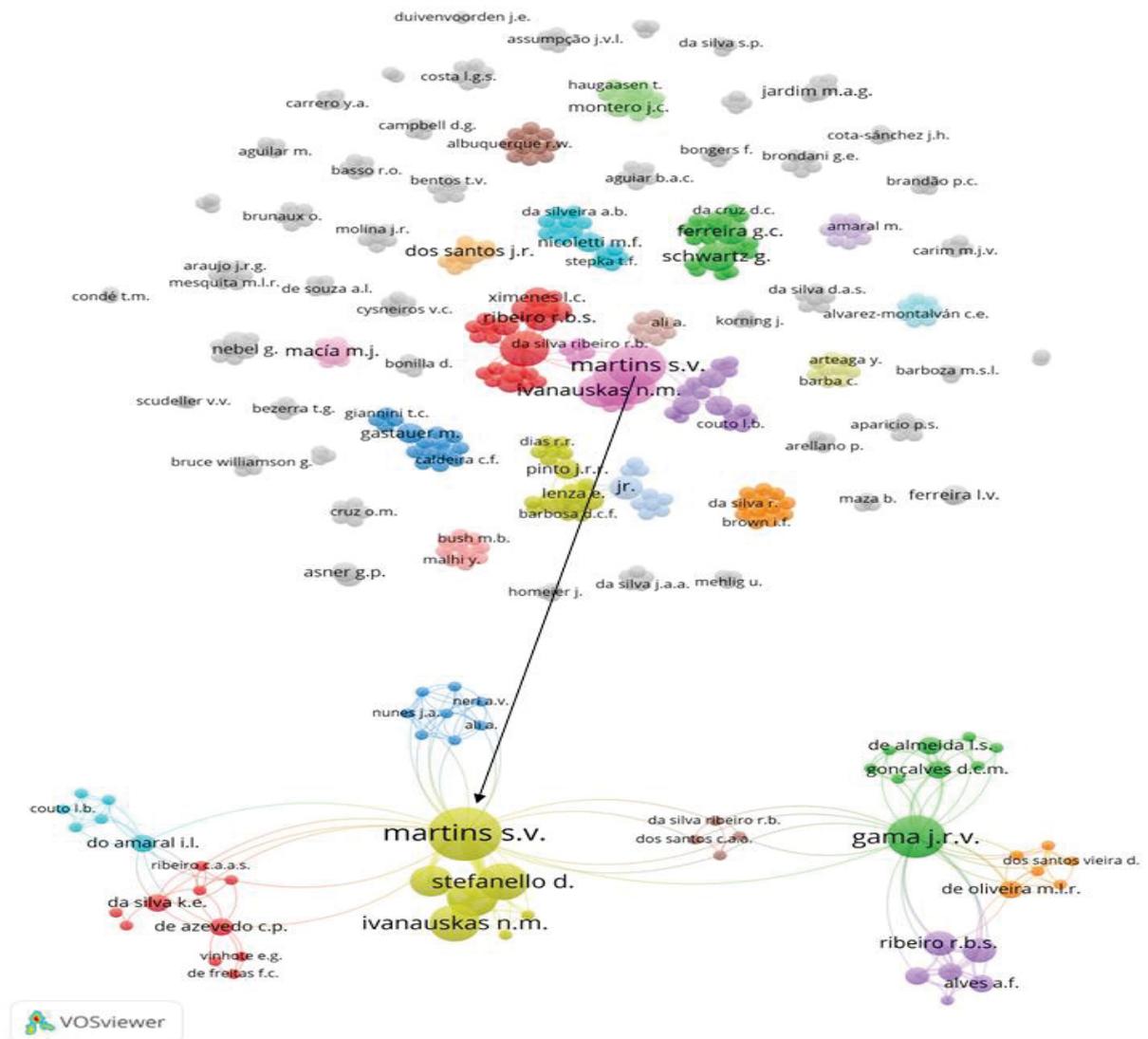
FIGURA 3 – PRINCIPAIS AUTORES DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.



FONTE: A autora (2024).

Pela avaliação da coautoria destas publicações, Martins continuou como o autor de maior destaque em relação aos estudos sobre a temática. O pesquisador Dr. Sebastião Venâncio Martins, é Professor do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV) e coordena o LARF - Laboratório de Restauração Florestal da UFV. Assim como, Gama continuou como destaque também na teia de coautoria, o pesquisador Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama é Professor na área de Manejo Florestal da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Coordenador do Laboratório de Manejo em Ecossistemas Florestais (Lamef) e líder do grupo de pesquisa de Manejo em Ecossistemas Amazônicos (MECA) (Figura 4).

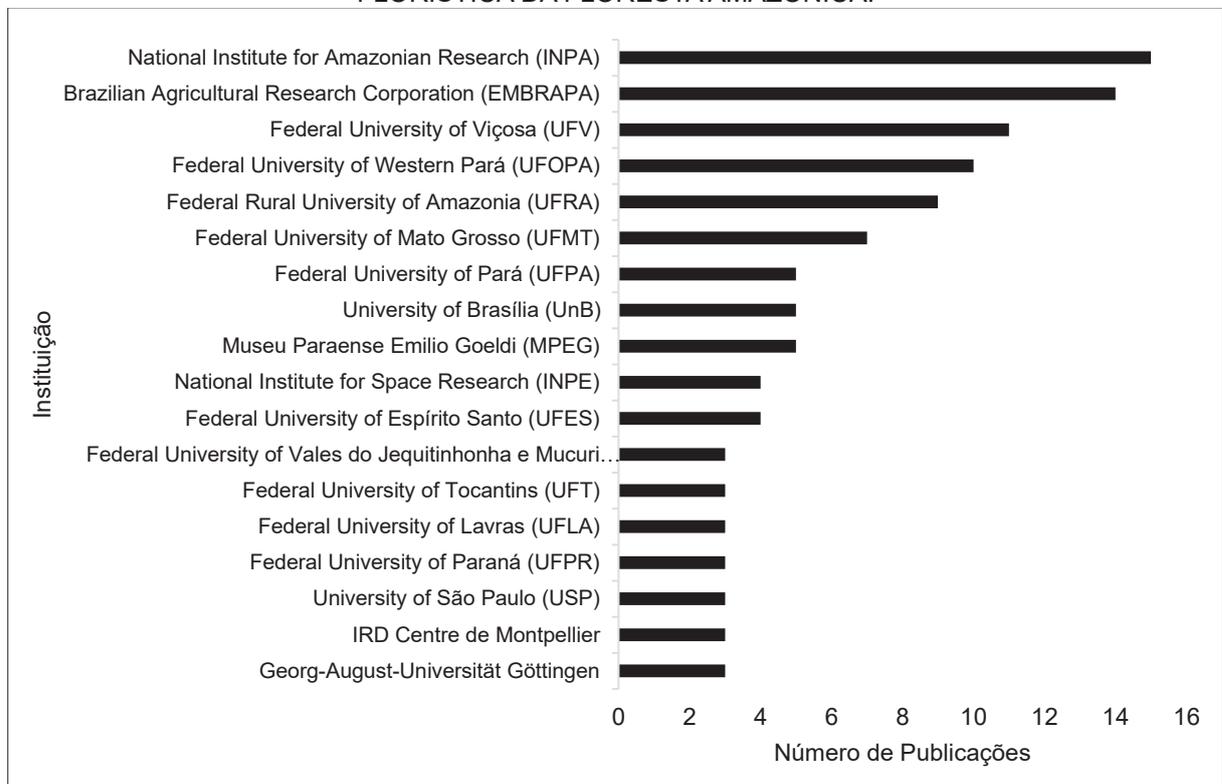
FIGURA 4 – TEIA DE INTEGRAÇÃO DE COAUTORIA DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.



FONTE: A autora (2024).

Dentre as instituições de afiliação dos autores das publicações (Figura 5), destacam-se o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), que realiza pesquisas relacionadas com o meio físico e das condições de vida da Amazônia e atualmente é uma referência mundial em Biologia Tropical. Contém pesquisadores como Florian Karl Wittmann, autor de pesquisa de grande escala que abordam a diversidade alfa, beta e gama na várzea da Amazônia (Assis et al., 2015; Wittmann et al., 2006), e Rita de Cássia Guimarães Mesquita, primeira autora da publicação com maior número de citações (Mesquita et al., 2001).

FIGURA 5 – PRINCIPAIS INSTITUIÇÕES DE AFILIAÇÃO DOS AUTORES DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.



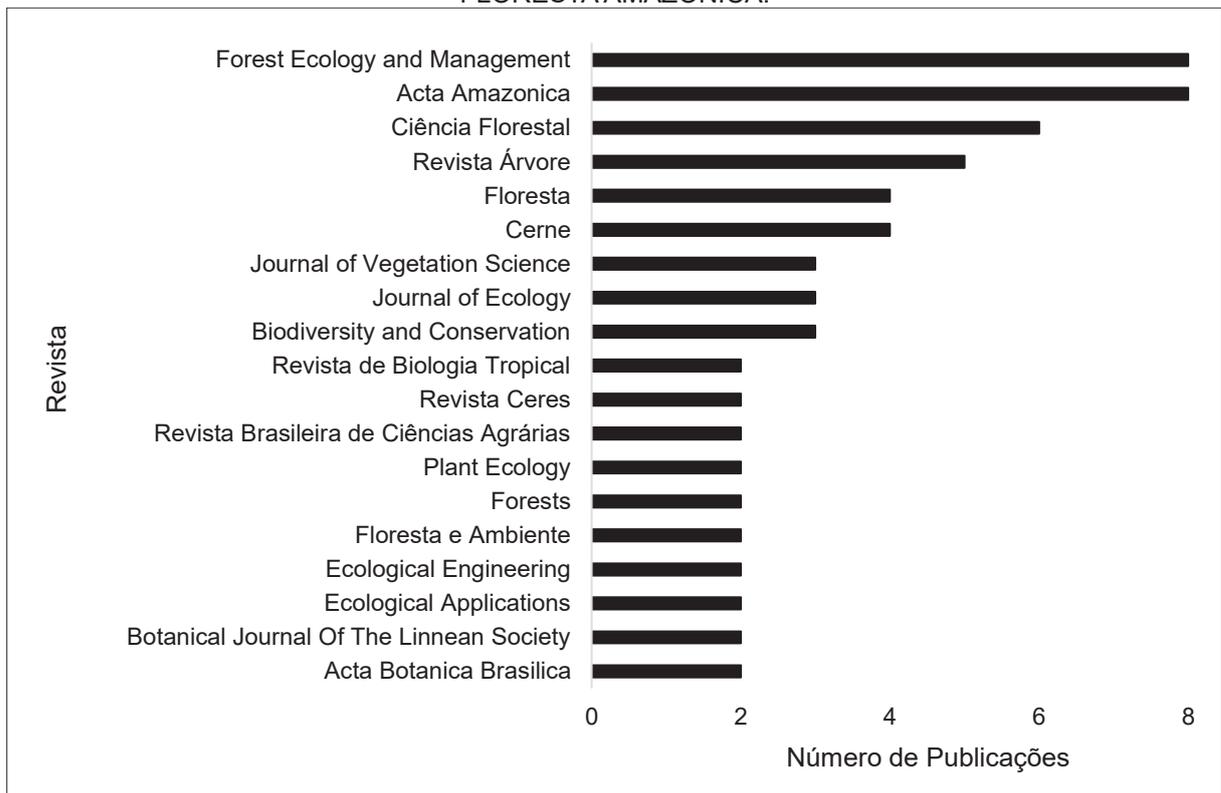
FONTE: A autora (2024).

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) é um dos maiores centros de pesquisa do país e tem forte atuação na Amazônia. No Bioma Amazônico divide-se na Embrapa Amazônia Ocidental, localizada no estado do Amazonas, e Embrapa Amazônia Oriental, localizada no estado do Pará. A instituição conta com o pesquisador Gustavo Schwartz, que está entre os que mais publicaram sobre a temática do estudo (Figura 5).

Apesar de a UFV não estar situada na Amazônia, ela conta com a contribuição do professor Dr. Sebastião Venâncio Martins, que foi o autor com maior quantidade de publicações relacionados à temática do estudo. Já a UFOPA, que apareceu como a terceira instituição com maior número de contribuições nas publicações, conta com as pesquisas do professor Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama, segundo autor com maior número de publicações (Figura 5).

Cerca de 50 periódicos publicaram sobre a temática, sendo que apenas 19 apresentaram mais de uma publicação sobre o tema (Figura 6). O destaque foi da revista *Forest Ecology and Management* e da revista brasileira *Acta Amazonica*, com oito publicações cada.

FIGURA 6 – PERIÓDICOS DE MAIOR RELEVÂNCIA DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.

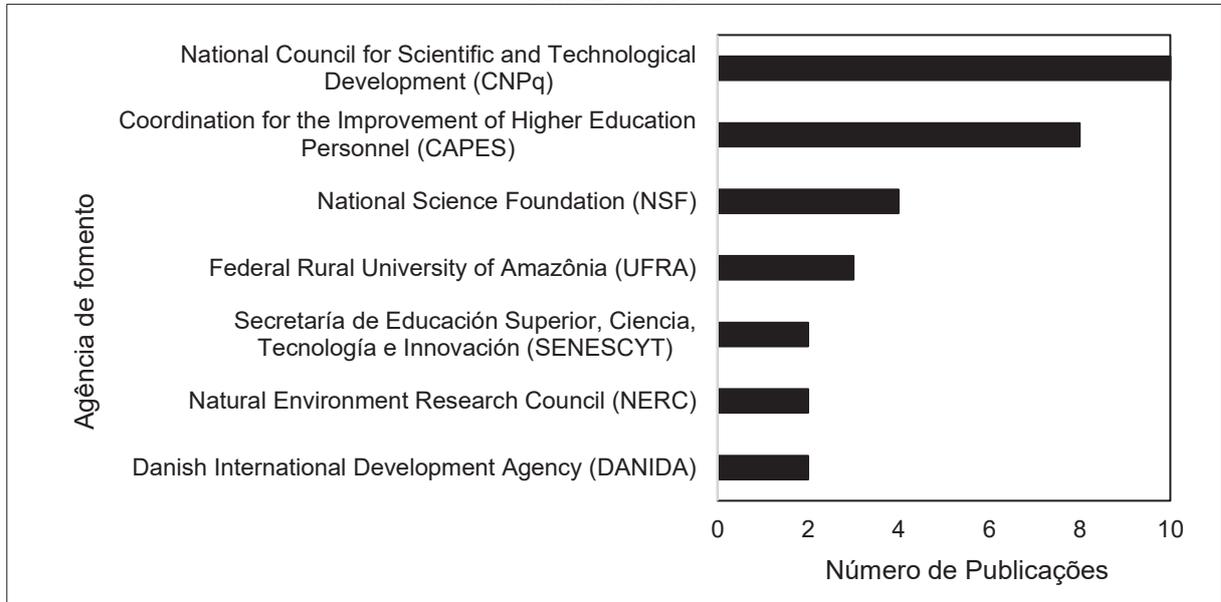


FONTE: A autora (2024).

As publicações financiadas obtiveram auxílio financeiro de 37 diferentes instituições. Dessas, apenas 22,58% das agências de fomento financiaram mais de um manuscrito publicado sobre a temática, com destaque para as agências brasileiras Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) com o financiamento de 10 e 8 publicações, respectivamente (Figura 7).

FIGURA 7 – AGÊNCIAS DE FOMENTO DAS PUBLICAÇÕES, INDEXADAS NA BASE DE DADOS DO SCOPUS, RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.

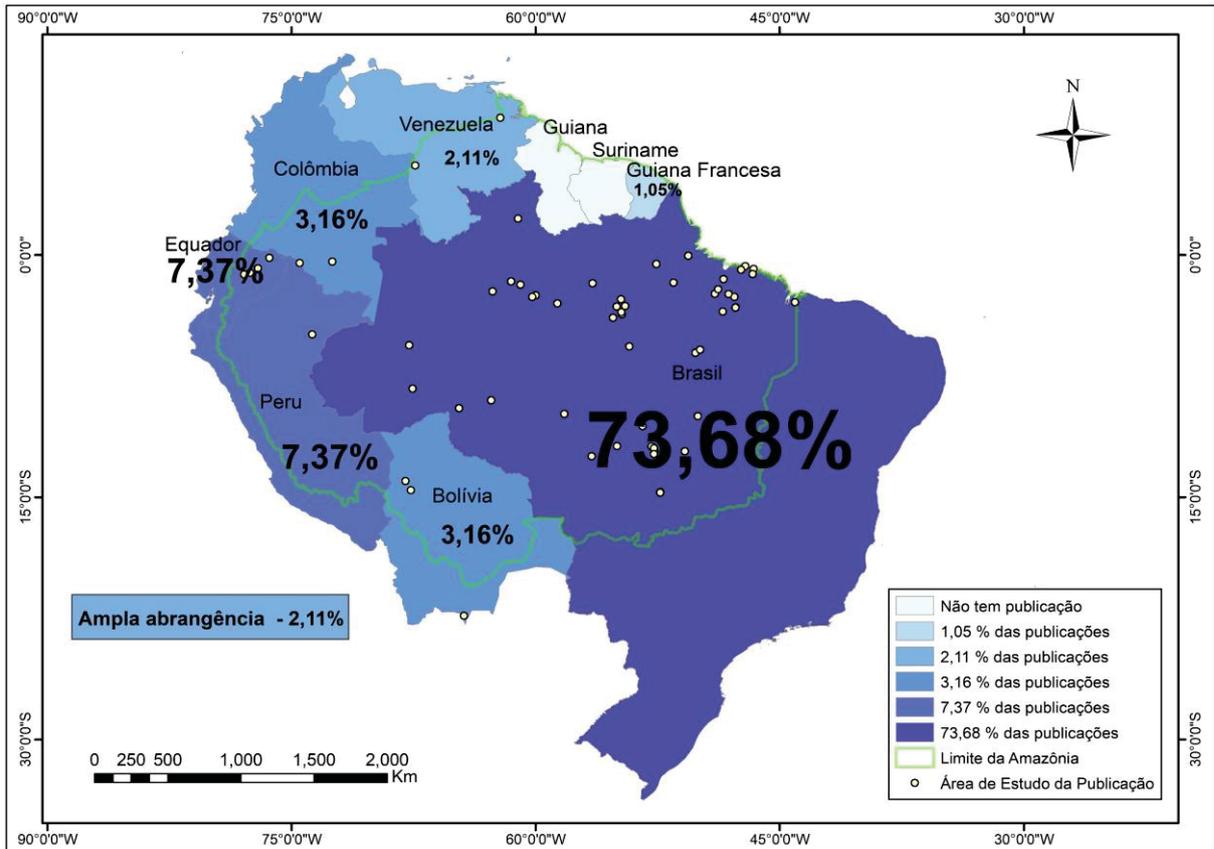


FONTE: A autora (2024).

As principais palavras-chave utilizadas pelos autores e pelo Scopus para indexar as publicações foram: “amazonia”, “brazil”, “diversity”, “biodiversity”, “phitosociology”. Outras palavras bastantes presentes foram “tropical forest”, “tree”, “floristics”, “forestry”, “forest management”. Nos últimos anos palavras como “restoration”, “reforestation”, “vegetation”, “conservation”, “forest management”, “deforestation” destacam-se na teia de palavras-chaves (Figura 8).



FIGURA 9 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO DAS PUBLICAÇÕES SOBRE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.

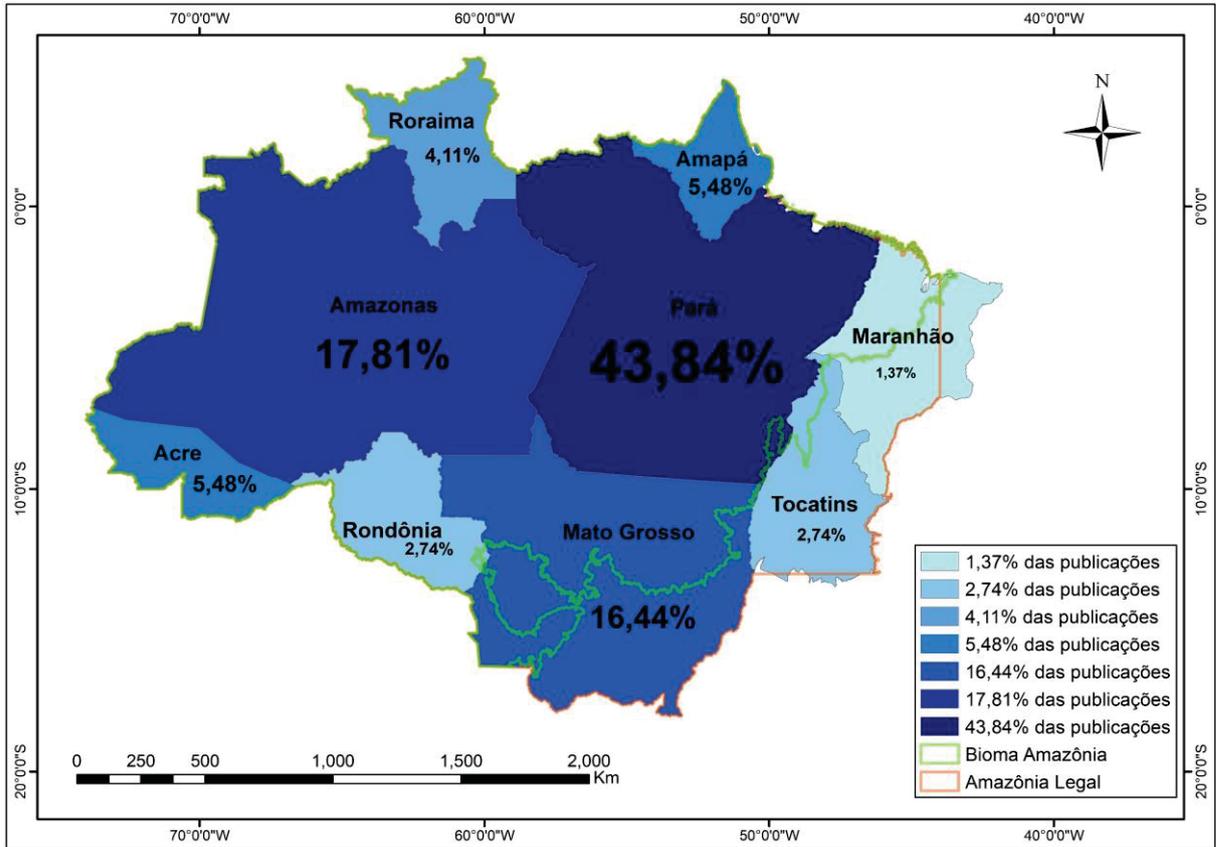


FONTE: A autora (2024).

O estado brasileiro com maior área de estudo foi o Pará (43,84%), seguido do Amazonas (17,81%) e Mato Grosso (16,44%) (Figura 10). Os municípios contemplados na maior quantidade de estudos foram Manaus (AM) e Placas (PA), cada um com aproximadamente 6% das áreas de estudos localizados dentro deles. Em seguida, Belterra (PA), Paragominas (PA), Querência (MT) e Santarém (PA) com aproximadamente 4,3% das áreas de estudos.

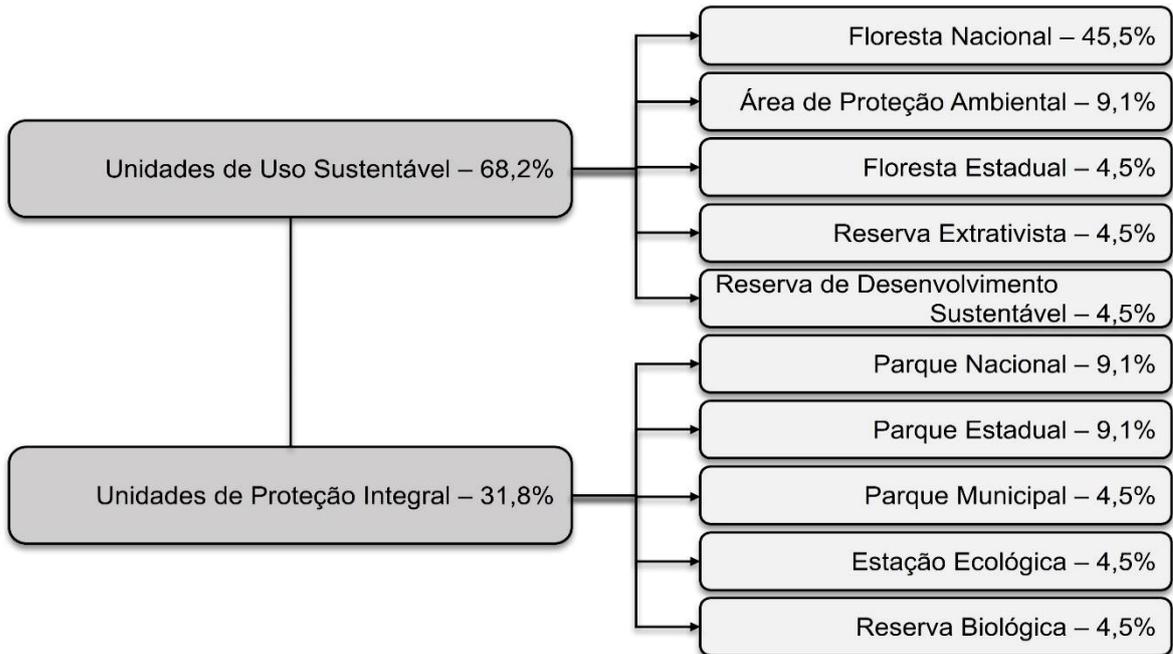
Aproximadamente 32% dos estudos foram realizados em UC e TI (considerando todos os países com Floresta Amazônica). Dentre eles, 93,55% em UC e 6,45% nas TI. No Brasil a maior parte dos estudos são realizados em Unidade de Uso Sustentável (68,2%), que permitem a exploração do ambiente de forma sustentável (Figura 11). Nos subgrupos, os quais englobam a Unidade de Uso Sustentável e Unidade de Proteção Integral junto, a maior parte dos estudos foram realizados em Floresta Nacional (45,5%). Dentre elas, a UC com destaque é a Floresta Nacional do Tapajós, localizada no Pará, com 27,3% dos estudos realizados em UCs feitos nela.

FIGURA 10 – QUANTIDADE DE ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA POR UNIDADE FEDERATIVA NO BRASIL.



FONTE: A autora (2024).

FIGURA 11 – DISTRIBUIÇÃO DOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA SOBRE ÁREAS DE REGIME ESPECIAL DE ADMINISTRAÇÃO.



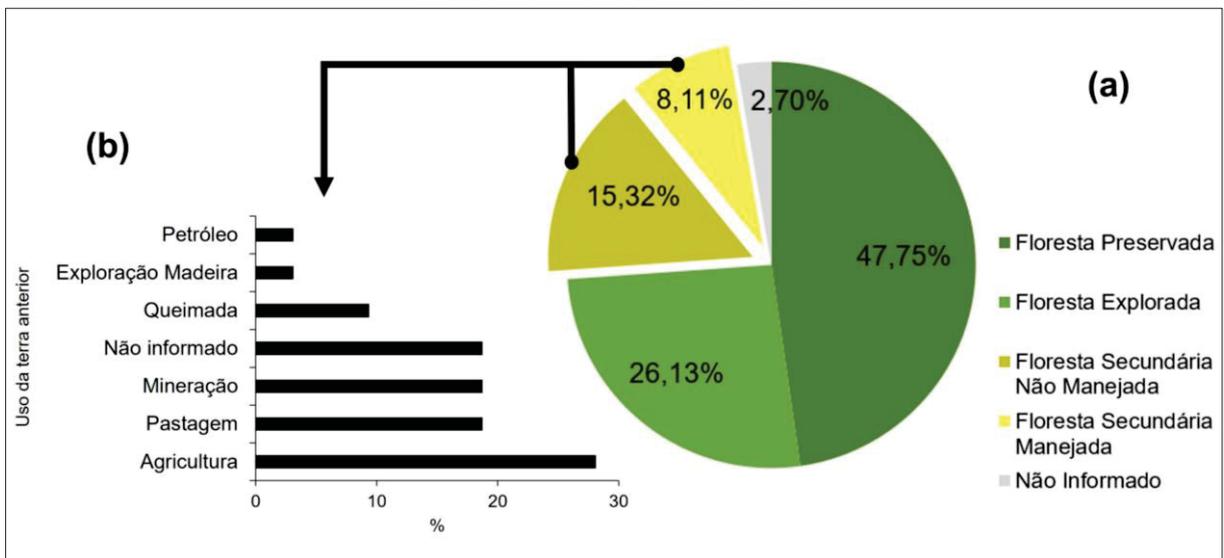
FONTE: A autora (2024).

### 3.3.2.2 Vegetação contemplada nos estudos

Grande parte dos estudos foram realizados em FP (47,75%). Cerca de 26,13% dos estudos foram realizados em FE. Seguido por FSNM (15,32%) FSM (8,11%). Em 2,70% das publicações não foram informadas as condições da floresta (Figura 12 a). A grande maioria das publicações em FE abordou floresta com Grau 1 de intervenção (87,50%), seguida pelo Grau 2 de intervenção (12,50%). Não foram encontradas publicações sobre florestas com Grau 3 de intervenção.

As publicações em Floresta Secundária informam um ou mais usos da terra anteriores à formação florestal. Os usos mais comuns foram Agricultura (28,13%), Pastagem (18,75%) e Mineração (18,75%). Apresentando uma porcentagem considerável de estudos que não informaram o uso anterior da Floresta Secundária (18,75%) (Figura 12 b).

FIGURA 12 – CONDIÇÃO DA FLORESTA EM ESTUDO. (A) O TIPO DE FLORESTA EM ESTUDO; (B) O USO DA TERRA ANTERIOR DO TIPO FLORESTA SECUNDÁRIA MANEJADA E FLORESTA SECUNDÁRIA NÃO MANEJADA.



FONTE: A autora (2024).

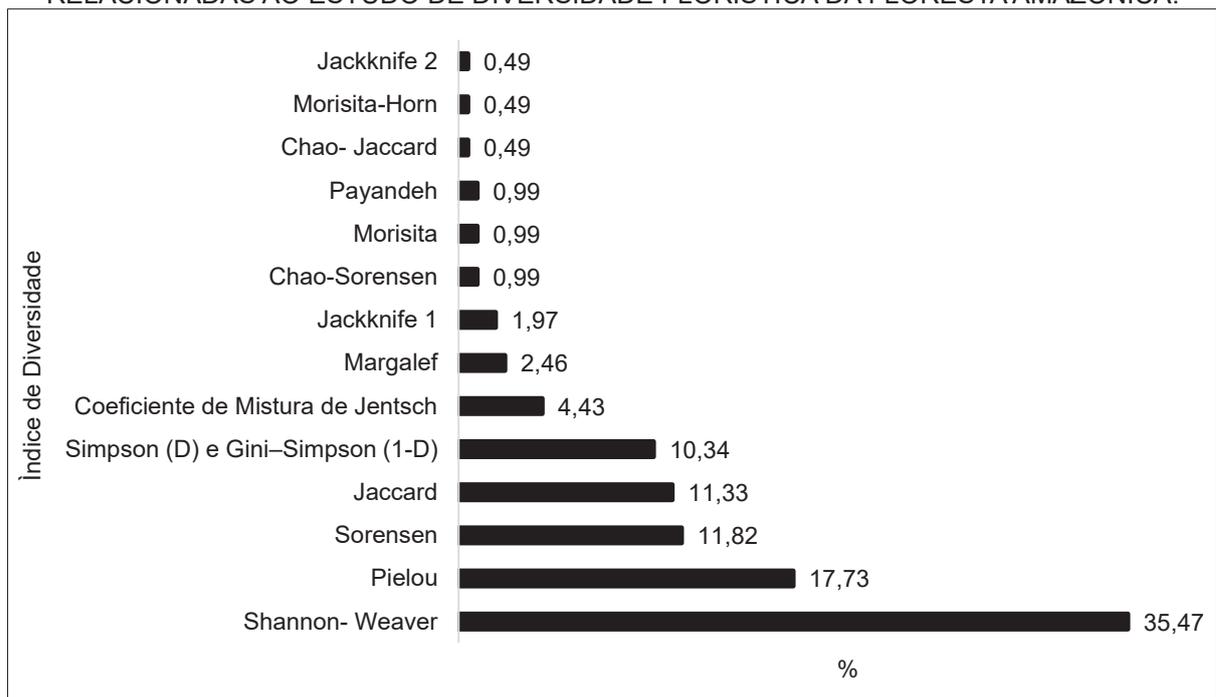
Outra evidência encontrada nos estudos é que grande parte das publicações não seguem a classificação da vegetação (fitofisionomia) oficial do IBGE. A maioria dos estudos são publicados com a classificação regional ou outra classificação da fitofisionomia (42,86%), 22,86% apresentam a classificação da fitofisionomia do IBGE incompleta e 17,14% das publicações não é informada a fitofisionomia. Assim, apenas 17,14% dos estudos apresentaram a classificação da fitofisionomia do IBGE completa.

Quanto ao uso de tecnologias, a grande maioria dos estudos foi realizada exclusivamente com informações de inventários florestais em campo (88,42%), enquanto uma pequena parcela utilizou geotecnologias em alguma etapa da pesquisa, seja como auxílio na pesquisa ou na estimativa da diversidade florística (11,58%).

### 3.3.2.3 Diversidade Florística

A busca pelas publicações de estimativa da diversidade foi feita com 17 índices de diversidade. Destes, não foram encontrados o índice de Fracker e Brischle e o índice de Hazen. O índice utilizado na maioria dos estudos foi o de Shannon-Weaver (35,47%). Outros índices bastante utilizados foram Pielou (17,73%), Sorensen (11,82%), Jaccard (11,33) e Simpson e Gini - Simpson (10,34%) (Figura 13).

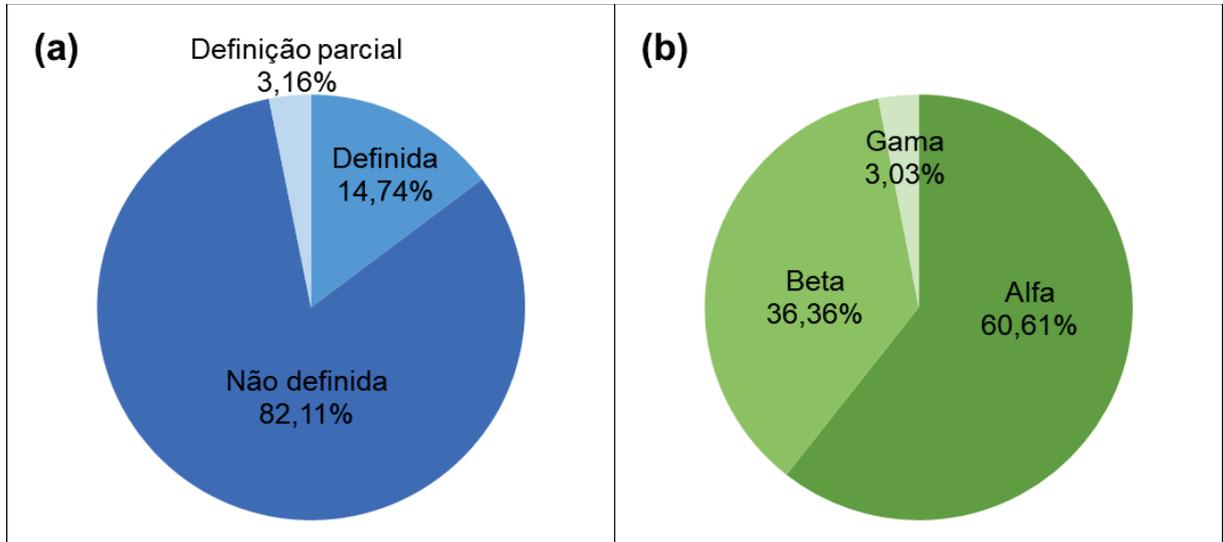
FIGURA 13 – ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENCONTRADOS NAS PUBLICAÇÕES RELACIONADAS AO ESTUDO DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA DA FLORESTA AMAZÔNICA.



FONTE: A autora (2024).

Os tipos de diversidade abordados nas publicações foram alfa, beta e gama. A grande maioria das publicações não informa o tipo de diversidade estudada (82,11%). Apenas 3,16% das publicações especificaram o tipo de diversidade (Figura 14 a). Na leitura detalhada das publicações, observa-se que o tipo mais estudado é a diversidade alfa (60,61%), seguida pela diversidade beta (36,36%) e gama (3,03%), podendo apresentar mais de um tipo de diversidade na publicação (Figura 14 b).

FIGURA 14 – ANÁLISE DO TIPO DE DIVERSIDADE PRESENTES NAS PUBLICAÇÕES. A: QUANTIDADE DE PUBLICAÇÕES QUE DEFINIRAM A DIVERSIDADE; B: O TIPO (S) DE DIVERSIDADE NO ESTUDO.



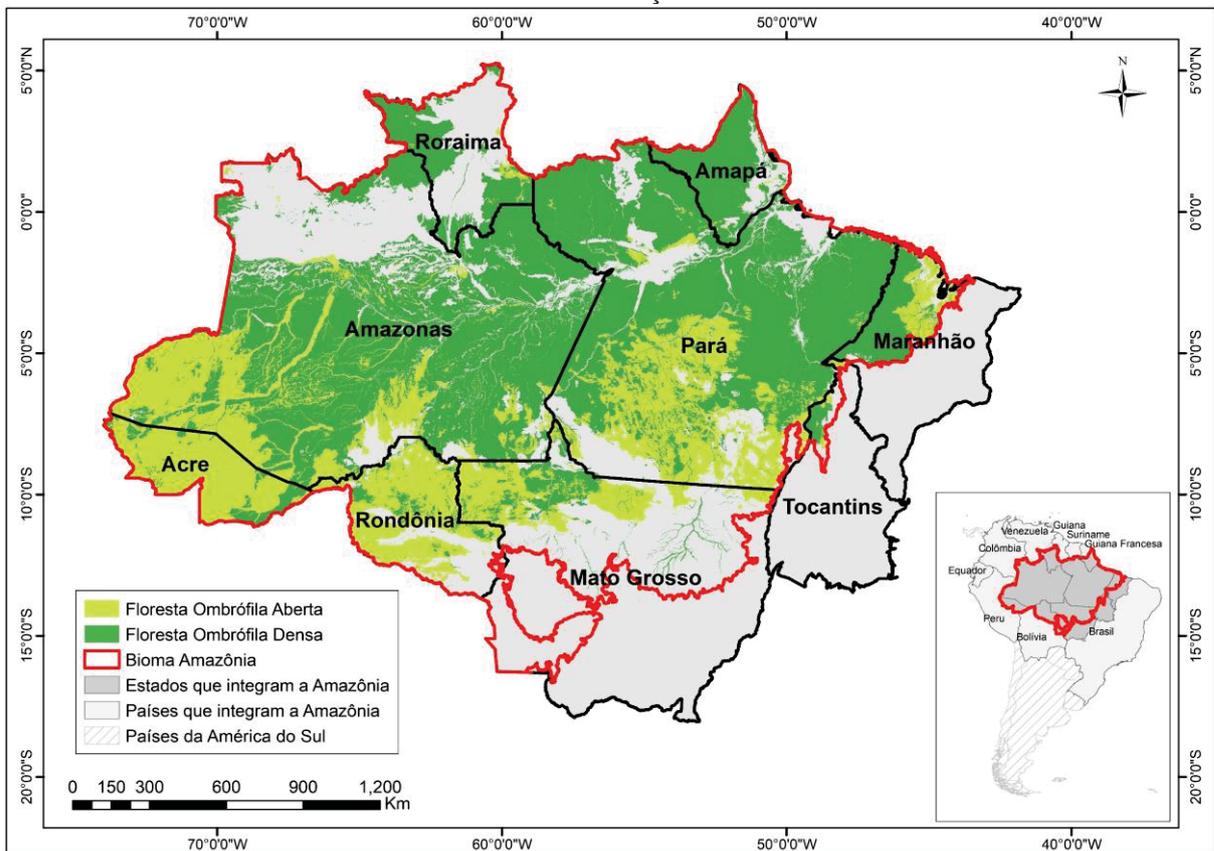
FONTE: A autora (2024).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A modelagem espacial da diversidade de espécies arbóreas abrangeu o Bioma Amazônico na parte brasileira. A área de estudo incluiu os estados do Amazonas, Pará, Amapá, Acre, Rondônia, Roraima e partes do Maranhão, Tocantins e Mato Grosso. As fitofisionomias estudadas foram FOD e FOA (Figura 15).

FIGURA 15 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.



FONTE: A autora (2024).

### 4.2 BASE DE DADOS

#### 4.2.1 Inventário Florestal

A base de dados do inventário florestal é oriunda do Projeto RADAMBRASIL, nos anos de 1978, 1979 e 1980, e constitui a maior base de dados de levantamentos florestais até hoje registrada para a Amazônia Brasileira. Os dados foram extraídos

da plataforma digital BDIA - de acesso livre e disponível em <https://bdiaweb.ibge.gov.br/> - desenvolvida pelo IBGE.

As parcelas do projeto RADAMBRASIL foram distribuídas ao acaso sempre que possível com um nível de amostra relativamente proporcional ao tamanho do ambiente. As parcelas foram alocadas em áreas que não continham exploração madeireira ou degradação florestal.

As parcelas possuem área de 1 ha, constituídas de uma faixa fixa. Os pontos de amostragem contêm as seguintes informações: ID da parcela; família; autor que descreveu a família; classe comercial; aspecto do fuste; volume da madeira; indivíduos arbóreos com Circunferência à Altura do Peito (CAP)  $\geq 100$  cm ou Diâmetro à Altura do Peito (DAP)  $\geq 31,8$  cm; altura comercial (até o primeiro galho). O DAP mínimo de 31,8 cm adotado pelo projeto restringiu a identificação apenas de espécies arbóreas. Além disso, a base de dados contém informações da fitofisionomia, localização geográfica da parcela.

A base de dados do inventário florestal inicialmente continha 2.847 parcelas, cobrindo uma área de 2.847 ha. A manipulação do banco de dados foi feita no programa R, utilizando os pacotes *dplyr* (WICKHAM, 2023a), *data.table* (DOWLE, 2023), e também no Excel. Ao fim da triagem ficou 2.487 parcelas distribuídas entre as vegetações FOA (1.118 parcelas), FOD (1.324 parcelas), as fitofisionomias Floresta Estacional Semidecidual e Estacional Decidual foram removida pela insuficiência amostral para a interpolação espacial. Segue abaixo os critérios de remoção:

- Parcelas de outros projetos;
- Ecossistemas não-florestais como savanas, campinas, zonas de contato entre não-floresta e formações florestais;
- Falta de informação na parcela ou irregularidade no conteúdo (variáveis do inventário incompletas);
- Parcelas que não apresentavam correspondência espacial, ou seja, coordenada geográfica.

Uma segunda triagem foi realizada antes do processo de interpolação espacial. Nessa triagem foi levada em consideração o cruzamento dos polígonos limites das fitofisionomias e localização geográfica das parcelas se cruzavam no espaço geográfico, considerando apenas as parcelas que apresentavam

fitofisionomia igual ao polígono limite da fitofisionomia. Ao fim da triagem ficou 2.156 parcelas distribuídas entre as vegetações FOA (913 parcelas), FOD (1243 parcelas).

#### 4.2.2 Biomassa acima do solo

O mapa de biomassa acima do solo no Bioma Amazônico com resolução de 250 metros é resultado da pesquisa científica de (Ometto et al., 2023). O mapa utilizou o maior banco de dados LiDAR aerotransportado já coletado na Amazônia, mapeando 360 mil km<sup>2</sup> por meio de transectos distribuídos em todas as categorias de vegetação da região.

O mapa de biomassa usa dados de varredura a laser aerotransportada (ALS) calibrados por inventários florestais de campo que forma extrapolados para a região usando a abordagem de aprendizado de máquina Random Forest com informações do Radar de Abertura Sintética (PALSAR), índices de vegetação obtidos do satélite Espectrorradiômetro de Imagem de Resolução Moderada (MODIS). e informações de precipitação da Missão de Medição de Chuvas Tropicais (TRMM). Um total de 174 inventários de campo geolocalizados usando um Sistema de Posicionamento Global Diferencial (DGPS) foram utilizados para validar as estimativas de biomassa. Os dados estão disponíveis como dados abertos no repositório Zenodo: <https://zenodo.org/records/7647491>.

#### 4.2.3 Outras bases de dados

Os limites geográficos foram obtidos da base de dados de geociências do IBGE. Os limites da divisão política dos municípios, estados e países da América Latina; os limites dos Biomas brasileiros; por fim, os limites as fitofisionomias segundo a classificação oficial do Manual da Vegetação Brasileira do IBGE.

Os dados de desmatamento acumulado de 1988 a 2022 foram obtidos do PRODES do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) que realiza o mapeamento do corte raso quando há a remoção completa da cobertura florestal, independente se a remoção da cobertura vegetal foi legal ou ilegal, as duas situações são mapeadas. O dado de desmatamento é acumulativo, ou seja, as áreas que são mapeadas como desmatamento recebem um código que indica o ano que ocorreu o

desmatamento e permanece como classe desmatamento mesmo quando há regeneração florestal.

### 4.3 ANÁLISE DOS DADOS DO INVENTÁRIO FLORESTAL

Realizou-se uma análise exploratória da parte fitossociológica do inventário florestal, na qual foram quantificados o número de indivíduos e espécies inventariadas. Além disso, as curvas de rarefação foram plotadas utilizando-se o pacote de análise em ecologia chamado *vegan* no programa R (Oksanen, 2022). Para cada fitofisionomia, a riqueza de espécies observada foi plotada contra o número acumulado de indivíduos. Isso permitiu a comparação da riqueza de espécies entre as tipologias, independentemente do número total de indivíduos coletados em cada uma.

### 4.4 CÁLCULO DE DIVERSIDADE

A diversidade florística foi calculada a partir do índice de diversidade Shannon- Weaver (Shannon; Weaver, 1949), o índice mais amplamente implementos nos estudos de diversidade florística na Amazônia (Eq. 1).

(Eq.1)

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

$H'$  = Shannon- Weaver;

$p_i$  = proporção de indivíduos da  $i$ -ésima espécie em toda a comunidade;

$S$  = número de espécies na comunidade.

A diversidade florística foi calculada em cada parcela, ou seja, cada parcela apresentou um valor do índice de Shannon- Weaver. O cálculo foi feito no programa R, utilizando o pacote de análise em ecologia chamado *vegan* (Oksanen, 2022).

#### 4.4.1 Distribuição da diversidade arbórea

A análise da distribuição de frequências do índice de Shannon- Weaver para cada parcela das diferentes fitofisionomias foi realiza a partir da construção de histogramas e curvas de densidade dos dados. A função de densidade de

probabilidade (FDP) utilizada foi método não paramétrico de estimativa de densidade kernel. O gráfico foi gerado com o objetivo de oferecer uma visão abrangente e detalhada dos padrões de diversidade arbórea observados nas fitofisionomias. Para a realização dessas análises, empregou-se o programa R. Dentro do ambiente R, foram utilizados especificamente os pacotes *ggplot2* (Wickham, 2023b). O pacote *ggplot2* foi escolhido por sua capacidade de criar gráficos estatísticos.

#### 4.4.2 Representatividade da comunidade

Para verificar se o valor médio do índice de Shannon- Weaver calculado para as fitofisionomias representava a comunidade, foi realizada novas amostras aleatórias para cada fitofisionomia, por meio da técnica de Monte Carlo. O Monte Carlo é um método de simulação estocástica onde a distribuição de probabilidade de resultados possíveis é produzida a partir de diferentes conjuntos de valores amostrados aleatoriamente a partir das distribuições de probabilidade dos parâmetros de entrada (Metropolis; Ulam, 1949; Xiang et al., 2021). Assim, foram realizadas 500 simulações com base na distribuição dos valores do índice de Shannon- Weaver utilizando funções base do programa R (R Core Team, 2023). O método foi utilizado para verificar a variabilidade dos valores do índice de Shannon- Weaver.

### 4.5 MODELAGEM ESPACIAL DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER

#### 4.5.1 Métodos de interpolação espacial

Neste estudo, selecionamos métodos de interpolação espacial probabilístico. O primeiro método foi a KO, que é o mais amplamente utilizado pela simplicidade e pelos resultados eficientes (Yamamoto; Landim, 2013). O segundo método foi a EBK, uma abordagem mais recente na geoestatística, implementada desde a versão ArcGIS 10.1 (Krivoruchko, 2012). Esta técnica, caracterizada pela sua fundamentação em princípios bayesianos, tem demonstrado eficiência comparado a outros métodos de interpolação espacial (Krivoruchko, 2012; Krivoruchko; Gribov, 2019; Shariffar, 2022).

A projeção usada durante todo processamento dos dados espaciais foi *Albers Equal Area Conic*, para manter a igualdade de área em grandes extensões. Para

representação cartográfica dos dados utilizou-se o Sistema de Referência SIRGAS 2000.

#### 4.5.1.1 Krigagem Ordinária

A KO é preferida em situações em que a média global é desconhecida. Ela baseia-se em dados espacialmente correlacionados minimizando a variância do erro de estimação, produzindo estimativas lineares ponderadas dos dados disponíveis, buscando ter um Erro Médio (ME) igual a zero (Mesić Kiš, 2016).

(Eq.15)

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

Onde:

$Z(x_0)$  = é o valor estimado da variável aleatória (índice Shannon- Weaver) no local não amostrado;

$\lambda_i$  = os pesos de krigagem atribuídos a cada valor conhecido  $Z(x_i)$ ;

$Z(x_i)$  = os valores conhecidos da variável aleatória nos locais de amostragem  $x_i$ , onde  $i$  varia de 1 a  $n$ , sendo  $n$  o número de locais de amostragem.

Os pesos  $\lambda_i$  são determinados usando a função do semivariograma. A função de semivariograma descreve a variação entre dois pontos amostrais em função da distância, indicando a presença de autocorrelação espacial na variação. Sua fórmula é representada pela:

(Eq.16)

$$Y(h) = C_0 + C(h)$$

Onde:

$Y(h)$  = Semivariância em função da distância  $h$ ;

$C_0$  = representar o efeito pepita (nugget effect), que representa a semivariância na origem, ou seja, a variabilidade dos dados que não é explicada pela distância espacial;

$C(h)$  = é a função de semivariância, parte do semivariograma que modela como a variabilidade aumenta com a distância  $h$ .

A escolha do modelo (esférico, exponencial, gaussiano, linear, entre outros) e ajuste correto do semivariograma são essenciais para obter estimativas confiáveis na KO (Mesić Kiš, 2016; Yamamoto; Landim, 2013). O ajuste do semivariograma é realizado por meio de uma abordagem empírica, a caracterização da variabilidade espacial é alcançada por meio do meticuloso ajuste que resultem em pouco efeito pepita e alta contribuição, ambos refletidos na estrutura do semivariograma. Assegurar que os dados observados se alinhem com a curva do semivariograma teórico, por meio da seleção cuidadosa do tipo de modelo e calibração de parâmetros como "lag size" e "number of lags". A modelagem foi feita na extensão *Geostatistical Analyst* do software ArcGIS.

Em ambas as fitofisionomias a dependência espacial da variável índice de Shannon- Weaver foi moderada. Para modelagem do índice de Shannon- Weaver na fitofisionomia FOA o tipo de modelo foi exponencial e na fitofisionomia FOD o tipo de modelo foi *K-Bessel*.

#### 4.5.1.2 Krigagem Bayesiana Empírica

A EBK é um método de interpolação que não requer a modelagem manual dos parâmetros para gerar resultados acurados, pois calcula automaticamente esses parâmetros por meio de um processo de subconjunto e simulações (Esri, 2024b; Krivoruchko, 2012; Krivoruchko; Gribov, 2019). O EBK se diferencia da krigagem tradicional ao incorporar a variabilidade e o erro associados à estimativa do semivariograma. Enquanto métodos convencionais utilizam um único semivariograma derivado de dados conhecidos para previsões, o EBK realiza múltiplas estimativas do semivariograma.

O processo, fundamentado em princípios bayesianos, envolve a transformação inicial dos dados para uma distribuição Gaussiana, seguida pela reestimação repetida do modelo de semivariograma, proporcionando assim uma abordagem mais robusta e adaptativa para interpolação espacial. Em resumo, o semivariograma inicialmente estimado é usado para simular novos valores, que são então transformados de volta. A partir desses dados simulados, um novo semivariograma é estimado e ponderado usando a regra de Bayes para refletir a probabilidade dos dados observados. Esse processo é repetido várias vezes, gerando novos semivariogramas e transformações, que são utilizados para fazer previsões e calcular erros padrão em locais não amostrados. Mais informações sobre o método EBK pode ser encontrado em (ESRI, 2024b; Krivoruchko, 2012; Krivoruchko & Gribov, 2019).

Na EBK a variável resposta (índice de Shannon- Weaver) foi transformada empiricamente, um modelo *Whittle* foi utilizado para o semivariograma e o tamanho do subconjunto foi de 500 parcelas em ambas as fitofisionomias. O número de simulações mínima de 500 FOD 200 FOA.

## 4.6 VALIDAÇÃO CRUZADA

A validação cruzada testa a qualidade dos dados previsto, ou seja, fornece valores verdadeiros e estimados para cada localização amostral, de modo que os erros reais de estimativa possam ser calculados e comparados com as medidas de precisão local propostas (Yamamoto, 2000). O software ArcGIS emprega-se o método "leave-one-out". Ou seja, um dado cujo valor é conhecido independentemente é removido do conjunto de dados e o restante dos dados é usado para prever seu valor. A validação cruzada completa é feita removendo, por sua vez, cada dado do conjunto de dados e usando o restante dos dados para prever seu valor.

Os resultados da KO e EBK foram avaliados usando estatísticas que avaliam a variância e a dimensão dos erros de estimativa. As eficácias dos modelos de KO e de EBK foram avaliadas por meio das estatísticas da validação cruzada abaixo:

- Erro Médio (ME) – O valor deve ser o mais próximo possível de zero. O ME mede o viés do modelo, onde um ME positivo indica uma tendência de prever valores muito grandes e um ME negativo indica uma tendência de subestimar os valores medidos.

$$\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{z}(s_i) - z(s_i))}{n} \quad (\text{Eq.17})$$

Onde:

$n$  = número de pontos;  
 $s_i$  = localização do ponto oculto;  
 $z(s_i)$  = valor medido no local;  
 $\hat{z}(s_i)$  = valor previsto.

- Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) – mede a precisão da previsão e o valor se aproxima do desvio médio dos valores previstos em relação aos valores medidos. Quanto menor o valor de RMSE, melhor a qualidade do modelo em termos de precisão.

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{z}(s_i) - z(s_i))^2}{n}} \quad (\text{Eq.18})$$

Onde:

$n$  = número de pontos;  
 $s_i$  = localização do ponto oculto;  
 $z(s_i)$  = valor medido no local;  
 $\hat{z}(s_i)$  = valor previsto.

- Erro Médio Padronizado (SME) - A média dos erros padronizados (erro dividido pelo erro padrão). O valor deve ser o mais próximo possível de zero.

O SME mede o viés do modelo em uma escala padronizada para torná-lo comparável entre conjuntos de dados com diferentes valores e unidades.

(Eq.19)

$$\frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{\hat{z}(s_i) - z(s_i)}{\hat{\sigma}(s_i)} \right)}{n}$$

Onde:

$n$  = número de pontos;  
 $s_i$  = localização do ponto oculto;  
 $z(s_i)$  = valor medido no local;  
 $\hat{z}(s_i)$  = valor previsto;  
 $\hat{\sigma}$  = erro padrão do valor previsto.

- Erro Padrão Médio (SEM) - mede a precisão do modelo, indicando uma tendência do modelo a produzir estimativas consistentes em torno do valor previsto. O valor deve ser o menor possível, mas também aproximadamente igual ao RMSE.

(Eq.20)

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \hat{\sigma}^2(s_i)}{n}}$$

Onde:

$n$  = número de pontos;  
 $s_i$  = localização do ponto oculto;  
 $\hat{\sigma}$  = erro padrão do valor previsto.

- Raiz Quadrada Média do Erro Padronizado (RQMEP) – mede se as estimativas estão consistentemente superestimadas, maior que um, ou subestimadas, menor que um, em relação ao erro padrão estimado.

(Eq.21)

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left[ \frac{(\hat{z}(s_i) - z(s_i))}{\hat{\sigma}(s_i)} \right]^2}{n}}$$

Onde:

$n$  = número de pontos;  
 $s_i$  = localização do ponto oculto;  
 $\hat{\sigma}$  = erro padrão do valor previsto.

Para determinar se existem diferenças significativas entre as estatísticas da validação cruzada dos métodos de interpolação no estudo foi utilizado o Teste U de Mann-Whitney (não paramétrico) (Mann; Whitney, 1947). O teste U testou a diferença estatística entre a média do Erro, a qual é o desvio entre o valor do índice de Shannon- Weaver medido e previsto, variável base dos cálculos de validação cruzada. Tudo foi realizado utilizando funções base do programa R (R Core Team,

2023), o *shapiro.test* para o teste de normalidade e o *mannwhitneyu.test* para o teste as estatísticas.

#### 4.7 INCERTEZA NAS ESTIMATIVAS

Para avaliar a incerteza dos resultados dos modelos estudados o erro padrão foi calculado e multiplicada pelo valor de Z (valor crítico) que corresponda a uma probabilidade de 95%. Os valores obtidos foram utilizados para obter os intervalos de confiança (Equação 22). Os quartis do mapa de incerteza, limite superior e limite inferior, são reportados como limite máximo e mínimo que a diversidade de espécies arbóreas alcança na previsão a 95% de confiança (Esri, [S.d.]; Shariffar, 2022; Shrestha; Solomatine, 2006; Singh et al., 2016).

(Eq.22)

$$(\bar{x} - (s_{\bar{x}} * Z_{\alpha})) \leq \mu \leq (\bar{x} + (s_{\bar{x}} * Z_{\alpha})) = 95\%$$

Onde:

$\bar{x}$  = valor médio estimado do pixel;

$s_{\bar{x}}$  = erro padrão da modelagem por pixel;

$Z_{\alpha}$  = valor de Z tabelado a 95% de confiança.

Para além dos limites de confiança, a incerteza relativa foi também calculada para comparação da incerteza de diferentes regiões da floresta. A incerteza relativa, em porcentagem, é obtida dividindo o limite de confiança (do intervalo de confiança) pela predição média, e relativizando por 100.

(Eq.23)

$$Incerteza = \frac{IC}{\bar{x}} * 100$$

Onde:

$\bar{x}$  = valor médio estimado do pixel;

IC = Intervalo de Confiança.

O mapa de diversidade de espécies arbóreas resultante do método que apresentou os melhores resultados da validação cruzada e Incerteza seguiu para as etapas seguinte. Os resultados foram transformados em um mapa com resolução espacial de 250 metros para cálculos de área e cruzamento com o mapa biomassa total acima do solo nas florestas de igual resolução espacial.

#### 4.8 MÉDIA PONDERADA E PESO DAS CLASSES DE VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER

O índice de Shannon- Weaver foi separado em classes de intervalo de valores de tamanho 0,3 no primeiro intervalo (1,5 a 1,8) e tamanho 0,2 para as demais classes de intervalos de valores, até o valor máximo do índice de Shannon- Weaver de 4,0.

A média da classe de intervalo de valores foi obtida a partir da somatória de todos os valores dos pixels dentro da classe e divisão pelo número de pixels (igual tamanho no *raster*) na classe:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (\text{Eq.24})$$

Onde:

$\bar{x}$ = Média da classe de intervalo de valores;

$x_i$ = valor do índice de Shannon- Weaver do pixel;

$n$ = número de pixels da classe de intervalo de valores.

Cada classe de intervalo de valores ocupou uma área no espaço geográfico com um respectivo peso ( $p$ ), somada a área de todas as classes obtém a área total do estudo:

$$p = \frac{\text{Área da classe}}{\text{Área total}} \quad (\text{Eq.25})$$

A média ponderada foi obtida a partir da somatória das multiplicações do peso e média das classes:

$$M_p = \sum_{i=1}^n \bar{x} \cdot p \quad (\text{Eq.26})$$

Onde:

$\bar{x}$ = média da classe de intervalo de valores;

$p$ = peso da classe de intervalo de valores.

#### 4.9 CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER

Para a classificação do índice de Shannon- Weaver das espécies arbóreas primeiro foi feito a estatística descritiva dos resultados da espacialização do índice de Shannon- Weaver para FOA e FOD e para as duas fitofisionomias juntas (Área Total) (Quadro 2). Tal estatísticas foram obtidas pela ferramenta "*Zonal Statistics*" e em *Python* dentro do *ArcGIS* no *ArcPy*.

QUADRO 2 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER APLICADOS PARA TODA ÁREA. ONDE:  $n$ = NÚMERO DE OBSERVAÇÕES, OU SEJA, NÚMERO DE PIXELS;  $x_i$ = VALORES INDIVIDUAIS, OU SEJA, VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM CADA PIXEL;  $\mu$ = MÉDIA;  $\sigma$  = DESVIO PADRÃO;  $\sigma^2$ = VARIÂNCIA.

<b>Estatística</b>	<b>Descrição</b>	<b>Eq.</b>
Valor Mínimo	Valor mínimo do conjunto de dados	.
Valor Máximo	Valor máximo do conjunto de dados	.
Amplitude	Valor máximo - Valor mínimo	.
Média ( $\mu$ )	$\frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$	27
Mediana	O valor central do conjunto de dados ordenado (conjunto de dados ímpar); média dos dois valores centrais do conjunto de dados ordenado (conjunto de dados par)	.
Desvio Padrão ( $\sigma$ )	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n - 1}}$	28
Variância ( $\sigma^2$ )	$\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n - 1}$	29
Coeficiente de Variação CV (%)	$\frac{\sigma}{\mu}$	30

FONTE: A autora (2024).

A distribuição dos valores dos valores índice de Shannon- Weaver no histograma se aproxima a uma distribuição normal. A partir disso, foi feita a proposta de classificação do índice de Shannon- Weaver em Baixo, Médio e Alto para a Floresta Amazônica utilizando a Média e o Desvio Padrão. Para a classificação do índice de Shannon- Weaver adotou-se a regra do Quadro 3.

QUADRO 3 – CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM BAIXO, MÉDIO E ALTO. ONDE:  $n$ = NÚMERO DE OBSERVAÇÕES, OU SEJA, NÚMERO DE PIXELS;  $x_i$ = VALORES INDIVIDUAIS, OU SEJA, VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER EM CADA PIXEL;  $\mu$ = MÉDIA;  $\sigma$  = DESVIO PADRÃO.

<b>Classes</b>	<b>Descrição</b>	<b>Eq.</b>
<b>Shannon- Weaver Baixo</b>	Valores abaixo do intervalo: $\text{Média } (\mu) \pm \text{Desvio Padrão } (\sigma) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n - 1}}$	31
<b>Shannon- Weaver Médio</b>	Valores no intervalo: $\text{Média } (\mu) \pm \text{Desvio Padrão } (\sigma) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n - 1}}$	32
<b>Shannon- Weaver Alto</b>	Valores acima do intervalo: $\text{Média } (\mu) \pm \text{Desvio Padrão } (\sigma) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n - 1}}$	33

FONTE: A autora (2024).

#### 4.10 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO

Os polígonos de desmatamento do PRODES foram extraídos do mapa em formato raster por meio do *'reclassify'*, no qual todas as áreas desmatadas de 1988 a 2022 foram unidas em uma única classe. A partir da ferramenta *"raster to polygon"* foram transformados em arquivo vetorial. Posteriormente, a ferramenta *"Dissolve"* e *"Multipart To Singlepart"* garantiram o isolamento dos polígonos para calcular o tamanho dos polígonos de desmatamento.

O cruzamento do mapa de diversidade de espécies arbóreas com os polígonos de desmatamento foi feito de forma visual. Tal visualização foi feita em representações cartográfica, um mapa com toda a área de estudo cruzada com o desmatamento e um outro mapa apresentando quatro impactos sobre a diversidade de espécies arbóreas: região do maior polígono de desmatamento; região com aglomerado de grandes polígonos de desmatamento; duas regiões com alto valor de índice de Shannon- Weaver e presença de polígonos de desmatamento.

Foi realizado o cálculo da porcentagem de área perdida de cada classe de intervalo de valores de índice de Shannon- Weaver. Na classe floresta a média ponderada foi recalculada por classe intervalo de valores de índice de Shannon- Weaver. Apresentando os pesos de cada classe de intervalo de valores de índice de Shannon- Weaver na área de estudo original e área de estudo somente Floresta (remoção de toda região de ocorrência de desmatamento segundo o PRODES de 1988 a 2022).

#### 4.11 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO NAS FLORESTAS

Para realizar a análise de correlação entre o mapa de índice Shannon-Weaver e o mapa da biomassa total acima do solo nas florestas em  $\text{Mg ha}^{-1}$ , chamada ao longo da redação do trabalho de biomassa total, foi realizada primeiramente a correção geométrica entre os mapas e a reprojeção para *Albers Equal Area Conic*. Em seguida, os mapas foram recortados utilizando os dados do PRODES, garantindo que a análise se concentrasse exclusivamente em áreas florestais. Por fim, foi realizada uma amostragem aleatória de 39.000 pontos na área de estudo para extrair informações dos dois mapas de forma aleatória.

A relação entre o valor do índice de Shannon- Weaver e o valor de biomassa total foi analisada por um gráfico de dispersão dos dados com a linha de tendência

entre as variáveis. Para testar a significância e a correlação entre a biomassa total e o Índice de Shannon- Weaver, foi ajustado um modelo de regressão linear simples com a biomassa total como variável dependente e o Índice de Shannon- Weaver como variável independente. O teste t foi realizado para avaliar a significância dos coeficientes da regressão e a estatística F foi utilizada para testar a significância global do modelo de regressão.

O coeficiente de correlação de Pearson (Pearson, 1895) é uma medida estatística que calcula a relação linear entre duas variáveis quantitativas. O valor do coeficiente de correlação de Pearson varia de -1 (correlação negativa perfeita) a +1 (correlação positiva perfeita), onde 0 indica que não há correlação linear entre as variáveis. A fórmula para calcular o coeficiente de correlação de Pearson entre duas variáveis.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot (y_i - \bar{y})^2}} \quad (\text{Eq.34})$$

Onde:

r= coeficiente de correlação de Pearson;

$x_i$  e  $y_i$ = valores individuais das variáveis X e Y;

$\bar{x}$  e  $\bar{y}$ = as médias aritméticas das variáveis X e Y.

Para uma análise visual da relação entre os valores do índice de Shannon-Weaver e os valores de biomassa total no espaço geográfico, os mapas foram divididos em 15 classes. Tanto o mapa da distribuição espacial do índice de Shannon-Weaver quanto o mapa da distribuição espacial da biomassa total foram segmentados em classes com intervalos de valores de mesmo tamanho.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 RIQUEZA DAS FLORESTAS OMBRÓFILAS ABERTA E DENSA

Levando em conta as 2.487 parcelas do inventário florestal, todas com árvores de um DAP igual ou superior a 31,8 cm, observamos uma biodiversidade expressiva de espécies arbóreas. No total, foram identificados 142.896 indivíduos, pertencentes a 732 espécies distintas, distribuídos entre as duas fitofisionomias em estudo. Especificamente, a FOA abriga 56.578 indivíduos de 623 espécies diferentes, demonstrando uma rica diversidade biológica. Por outro lado, a FOD, ainda mais diversificada, conta com 84.050 indivíduos distribuídos em 658 espécies.

A espécie de maior ocorrência na FOD encontrada foi *Eschweilera odora* (Poepp.) Miers., a qual é sinônimo da *Eschweilera coriacea* (DC.) S.A.Mori (3080 indivíduos). Tal espécie é conhecida popularmente na região como Mata-matá, Matamatá-amarelo, Mata-matá-branco, Mata-matá-rôxo, entre outros nomes. A segunda espécie com maior ocorrência foi a *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart, a qual é sinônimo da *Protium altissimum* (Aubl.) Marchand (1.620 indivíduos). Tal espécie é conhecida popularmente como Breu, Breu maxixe, Breu vermelho, Breu manga, Mata fome, entre outros. Por fim, a terceira espécie com maior ocorrência foi a *Pouteria laurifolia* (Gomes) Radlk., a qual é sinônimo da *Pouteria caimito* (Ruiz & Pav.) Radlk (1445 indivíduos). Tal espécie é conhecida popularmente como Abiu, Abieiro, Abi, Abiiba, Abio, Abiu-grande, Abiurana, Caimito, Caimito abiurana, Guta, Cauje, Temare, Caimo, Madura Verde.

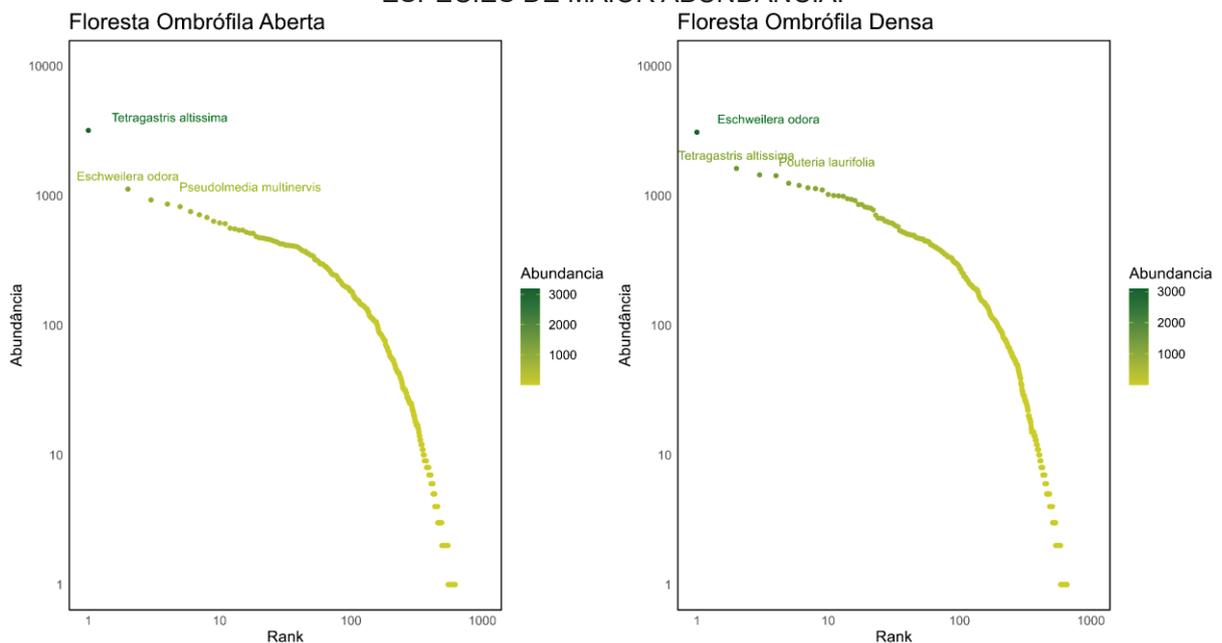
A espécie de maior ocorrência na FOA foi a *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart. (3.184 indivíduos). A segunda espécie com maior ocorrência foi *Eschweilera odora* (Poepp.) Miers. (1.122 indivíduos). Por fim, a terceira espécie com maior ocorrência foi a *Pseudolmedia multinervis* Mildbr., a qual é sinônimo da *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pavon) J.F.Macbr (926 indivíduos). Tal espécie é conhecida popularmente como Muiratinga, Inharé da folha miúda, pama, pama amarela, pama caucho, pama ferro, pama pequena, pama preta.

A curva decrescente observada no gráfico sugere uma comunidade onde poucas espécies possuem alta abundância, enquanto a maioria apresenta baixa abundância. Ou seja, a riqueza de espécies é alta e a dominância é restrita a um pequeno número de espécies. Os resultados indicam a presença de uma estrutura

comunitária onde a equidade é relativamente baixa, evidenciada pela inclinação acentuada das curvas de rank-abundância (Figura 16).

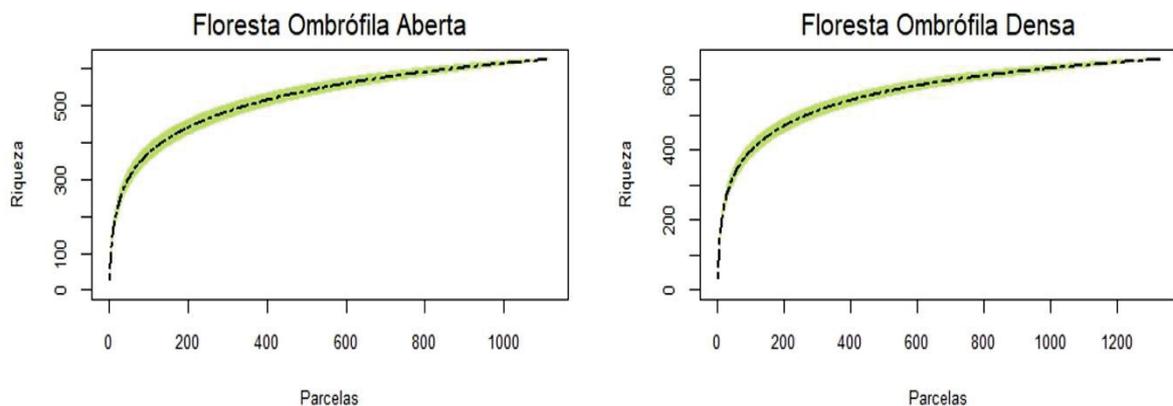
Os gráficos de rarefação (Figura 17) mostram uma curva de saturação onde o aumento inicial acentuado na riqueza de espécies com o aumento do número de parcelas amostradas tende a se estabilizar próximo as 600 parcelas na FOA e 800 parcelas na FOD.

FIGURA 16 – GRÁFICO DE RANK-ABUNDÂNCIA DAS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E FLORESTA OMBRÓFILA Densa COM SUAS RESPECTIVAS TRÊS ESPÉCIES DE MAIOR ABUNDÂNCIA.



FONTE: A autora (2024).

FIGURA 17 – GRÁFICO DE RAREFAÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E FLORESTA OMBRÓFILA Densa.



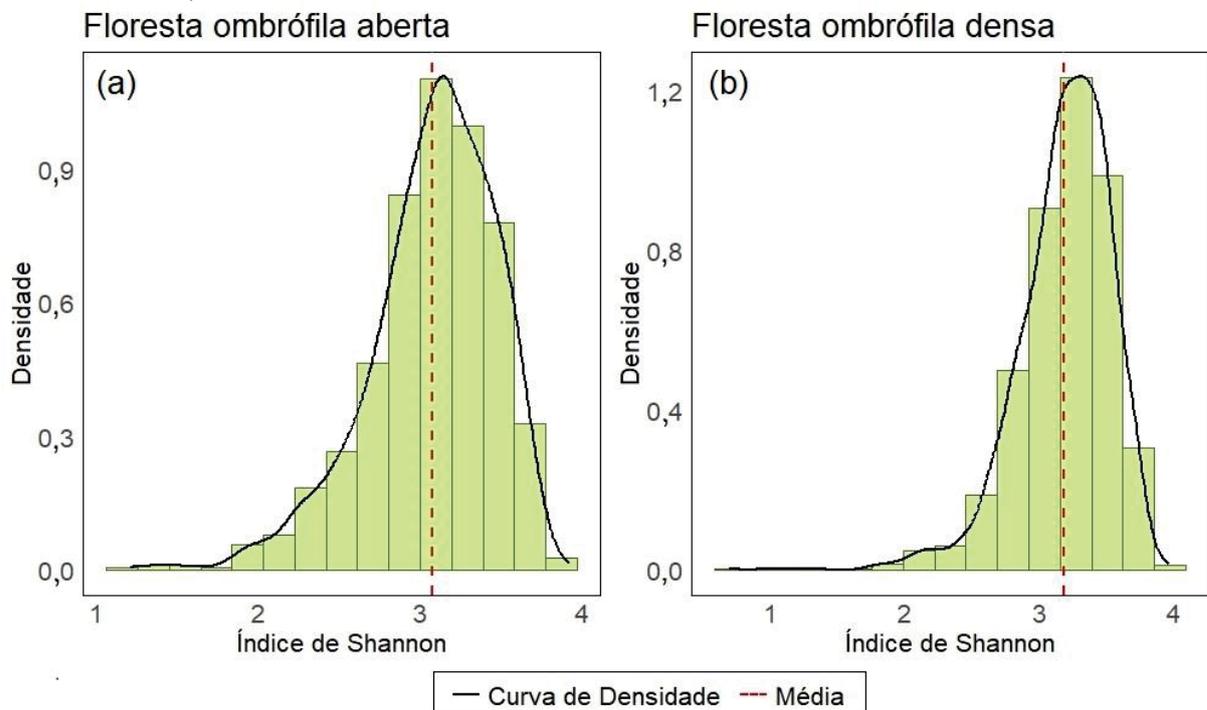
FONTE: A autora (2024).

## 5.2 COMPORTAMENTO DA VARIÁVEL DIVERSIDADE ARBÓREA

Os histogramas na Figura 18 quantificam a diversidade de espécies em parcelas tanto da FOA quanto da FOD, utilizando o índice de Shannon- Weaver como métrica de diversidade. Na FOA, observa-se uma aglomeração das frequências de parcelas em torno de um índice médio de Shannon- Weaver de 3,02, refletindo uma variação mínima em torno desse ponto médio. Esse padrão indica uma homogeneidade significativa na distribuição da diversidade de espécies através das parcelas amostradas. Por outro lado, a FOD apresenta um valor médio mais elevado de índice de Shannon- Weaver, situando-se em 3,19, com uma distribuição de frequências mais dispersa.

Ambos os histogramas das fitofisionomias apresentam assimetria negativa, nesse comportamento não é necessário a transformação dos dados, e a krigagem é aplicada diretamente sobre os dados originais. Assim como, a distribuição da variável índice de Shannon- Weaver aproxima-se de uma distribuição normal.

FIGURA 18 – HISTOGRAMA MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER PARA (a) FLORESTAS OMBRÓFILAS ABERTA E (b) FLORESTAS OMBRÓFILAS DENSA, COM SUAS RESPECTIVAS MÉDIAS DO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER.



FONTE: A autora (2024).

### 5.2.1 Variabilidade do índice de Shannon- Weaver

Apesar da cobertura limitada das parcelas do inventário florestal em relação à totalidade do Bioma Amazônico, os dados são robustos. De tal maneira que a FOA e a FOD não apresentaram incerteza nos valores de diversidade. Tanto o índice de Shannon- Weaver derivado diretamente do inventário florestal, quanto o obtido pela Simulação de Monte Carlo revelaram proximidade estatística. Esta tendência indica que as estimativas originais do índice de Shannon- Weaver são robustas e que a variabilidade inerente à distribuição de espécies está devidamente representada na média calculada, reforçando a confiabilidade da métrica de diversidade empregadas na caracterização da diversidade de espécies arbóreas das respectivas fitofisionomias (Tabela 1).

TABELA 1 – MÉDIA DO ÍNDICE SHANNON- WEAVER DO INVENTÁRIO FLORESTAL E DA SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO.

<b>Origem do índice de Shannon- Weaver</b>	<b>Floresta Ombrófila Aberta</b>	<b>Floresta Ombrófila Densa</b>
<b>Inventário Florestal</b>	3,02	3,19
<b>Simulação de Monte Carlo</b>	3,02	3,17

FONTE: A autora (2024).

### 5.3 VALIDAÇÃO CRUZADA

A validação cruzada de ambos os métodos de interpolação apresenta estatísticas com valores semelhantes, ou seja, precisão dos resultados semelhante. As estatísticas ME, RMSE, SME, SEM apresenta valores baixos, próximos a zero. Assim como, o RQMEP apresenta valores próximo a um. Ou seja, erros pequenos e sem viés sistemático grande. Isso é indicativo de uma boa performance de interpolação (Tabela 2).

TABELA 2 – ESTATÍSTICAS DA VALIDAÇÃO CRUZADA NA INTERPOLAÇÃO KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA. ONDE: FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, ME= ERRO MÉDIO, RMSE= RAIZ DO ERRO QUADRÁTICO MÉDIO; SME= ERRO MÉDIO PADRONIZADO; SEM= ERRO PADRÃO MÉDIO; RQMEP= RAIZ QUADRADA MÉDIA DO ERRO PADRONIZADO.

<b>Validação Cruzada</b>	<b>Krigagem Ordinária</b>		<b>Krigagem Bayesiana Empírica</b>	
	<b>FOA</b>	<b>FOD</b>	<b>FOA</b>	<b>FOD</b>
<b>ME</b>	0,0010	0,0003	0,0016	0,0018
<b>RMSE</b>	0,3005	0,3052	0,3037	0,3113
<b>SME</b>	0,0048	0,0020	0,0080	0,0019
<b>SEM</b>	0,2718	0,3061	0,3052	0,3065
<b>RQMEP</b>	1,1029	1,0037	0,9972	1,0002

FONTE: A autora (2024).

Não há um método de interpolação consideravelmente superior em todas as estatísticas de validação cruzada. Para avaliar a presença de diferenças significativas nas estatísticas de validação cruzada realizou-se o Teste U de *Mann-Whitney* (não paramétrico) para verificar se existe diferença estatística entre média dos erros. Em ambas as fitofisionomias não há diferenças estatisticamente significativas na performance entre os métodos de interpolação KO e EBK, com um nível de significância  $\alpha = 0,05$  (Tabela 3).

TABELA 3 – TESTE ESTATÍSTICO DE MANN-WHITNEY (U) NA MÉDIA DO ERRO PARA KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA. ONDE: FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA.

Métrica	Fitofisionomias	valor-U	Valor-p	Significância ( $\alpha = 0.05$ )
Erro Médio	FOA	418886,0	0,852	Não significativo
	FOD	774195,0	0,926	Não significativo

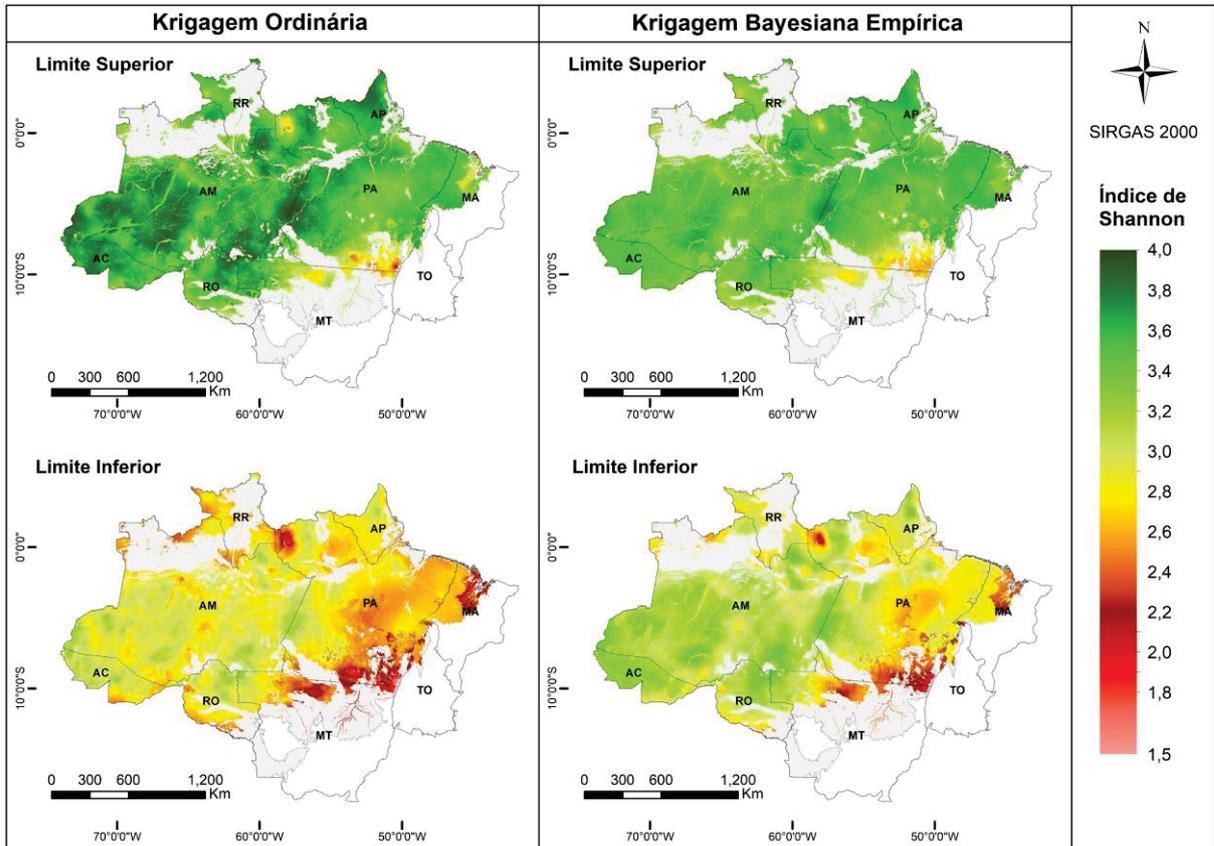
FONTE: A autora (2024).

#### 5.4 PRECISÃO DAS ESTIMATIVAS

Com base no valor Z crítico com 95% de probabilidade, a EBK tem incerteza menor comparação com a KO na interpolação do índice de Shannon- Weaver. A Figura 19 ilustra os limites superior e inferior para o índice de Shannon- Weaver obtidos pelos métodos de interpolação KO e EBK, representando os valores máximos e mínimos possíveis, respectivamente. Os resultados da modelagem indicam diferentes amplitudes de dados; a KO apresenta uma amplitude de resultados maior do que a EBK. Ou seja, a KO apresenta maior variância dos resultados que a EBK. Apesar disso, as duas interpolações dos dados mostraram uma distribuição espacial dos valores do índice de Shannon- Weaver semelhante (Figura 19).

A KO apresenta uma média ponderada variando de 3,5 a 2,7 na FOA e uma média ponderada variando de 3,6 a 2,8 na FOD. Na EBK o intervalo de confiança é menor, a média ponderada varia de 3,3 a 2,9 na FOA e na FOD a média ponderada varia de 3,5 a 3,0. Por fim, a média ponderada da área total variou de 2,8 a 3,6 na KO e 3,0 a 3,4 na EBK para toda a área de estudo (Quadro 4).

FIGURA 19 – A VARIAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER DA KRIGAGEM ORDINÁRIA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA, OU SEJA, O LIMITES INFERIOR E SUPERIOR DE INTERVALO DE CONFIANÇA DE 95% QUE O ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER ASSUME NA FLORESTA AMAZÔNICA.



FONTE: A autora (2024).

QUADRO 4 - MÉDIA PONDERADA DO INTERVALO DE CONFIANÇA DO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER DA KRIGAGEM ORDINÁRIA E BAYESIANA EMPÍRICA NA FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E DENSA. ONDE:  $\bar{x}$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE;  $p$  É O PESO DO INTERVALO DE CLASSE.

Krigagem Ordinária												
Floresta Ombrófila Densa				Floresta Ombrófila Aberta				Área Total				
Classe	Limite Superior		Limite Inferior		$\bar{x}$	p	Limite Superior		Limite Inferior		$\bar{x}$	p
	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p			$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p		
1,5   - 1,8	-	-	1,736744	0,000079	-	-	1,726409	0,004623	-	-	1,731577	0,001576
1,8   - 2,0	-	-	1,938490	0,000707	-	-	1,903092	0,014065	-	-	1,920791	0,005106
2,0   - 2,2	2,148757	0,000003	2,107401	0,006562	2,185806	0,000074	2,124690	0,053667	2,167282	0,000026	2,116046	0,022077
2,2   - 2,4	2,331028	0,000031	2,323359	0,013373	2,320156	0,001791	2,281611	0,084733	2,325592	0,000611	2,302485	0,036877
2,4   - 2,6	2,523270	0,000182	2,539091	0,131403	2,526296	0,008451	2,507642	0,113398	2,524783	0,002906	2,523367	0,125473
2,6   - 2,8	2,725417	0,000966	2,703840	0,341989	2,719011	0,033067	2,715763	0,199523	2,722214	0,011539	2,709802	0,295066
2,8   - 3,0	2,913891	0,002966	2,896299	0,400423	2,892044	0,047350	2,896955	0,342484	2,902968	0,017585	2,896627	0,381340
3,0   - 3,2	3,132034	0,020706	3,060859	0,104698	3,104366	0,059088	3,071727	0,181159	3,118200	0,033348	3,066293	0,129881
3,2   - 3,4	3,332384	0,084535	3,214693	0,000766	3,315732	0,133927	3,222821	0,006347	3,324058	0,100803	3,218757	0,002604
3,4   - 3,6	3,524757	0,378138	-	-	3,509302	0,335020	-	-	3,517030	0,363937	-	-
3,6   - 3,8	3,686374	0,436246	-	-	3,685515	0,330262	-	-	3,685945	0,401339	-	-
3,8   - 4,0	3,846985	0,076227	-	-	3,839388	0,050969	-	-	3,843187	0,067908	-	-
$M_p$	3,6		2,8		3,5		2,7		3,6		2,8	
Krigagem Bayesiana Empírica												
Floresta Ombrófila Densa				Floresta Ombrófila Aberta				Área Total				
Classe	Limite Superior		Limite Inferior		$\bar{x}$	p	Limite Superior		Limite Inferior		$\bar{x}$	p
	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p			$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p		
1,5   - 1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,8   - 2,0	-	-	-	-	-	-	1,943850	0,002900	-	-	1,943850	0,000955
2,0   - 2,2	-	-	2,132460	0,001167	-	-	2,127157	0,022735	-	-	2,129809	0,008271
2,2   - 2,4	-	-	2,326827	0,005847	-	-	2,314203	0,078826	-	-	2,320515	0,029884
2,4   - 2,6	-	-	2,529689	0,016503	2,575664	0,005403	2,493819	0,074697	2,575664	0,001779	2,511754	0,035670
2,6   - 2,8	-	-	2,726381	0,160924	2,705308	0,045297	2,706271	0,069770	2,705308	0,014919	2,716326	0,130901
2,8   - 3,0	2,975130	0,002004	2,891775	0,333964	2,901747	0,049807	2,916477	0,183626	2,938439	0,017748	2,904126	0,284448
3,0   - 3,2	3,123420	0,023221	3,104208	0,344882	3,115316	0,075119	3,106262	0,368710	3,119368	0,040314	3,105235	0,352730
3,2   - 3,4	3,338868	0,145933	3,258850	0,136020	3,327182	0,348196	3,258926	0,198737	3,333025	0,212551	3,258888	0,156676
3,4   - 3,6	3,511364	0,748720	3,416108	0,000693	3,473322	0,458771	-	-	3,492343	0,653222	3,416108	0,000464
3,6   - 3,8	3,637942	0,080121	-	-	3,646261	0,017408	-	-	3,642102	0,059466	-	-
3,8   - 4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$M_p$	3,5		3,0		3,3		2,9		3,4		3,0	

FONTE: A autora (2024).

O valor máximo de incerteza na interpolação foi de 25%, e o mínimo por volta de 2% de incerteza, apresentando uma variação visual nítida dos valores de incerteza entre os métodos KO e EBK (Figura 20). Ainda assim, a distribuição da incerteza relativa apresentou o mesmo padrão nas duas interpolações. No mapa de incerteza relativa (Figura 20) observa-se duas regiões de maiores incerteza, a fronteira do Bioma Amazônico no estado Maranhão e uma região no Baixo Amazonas no estado do Pará.

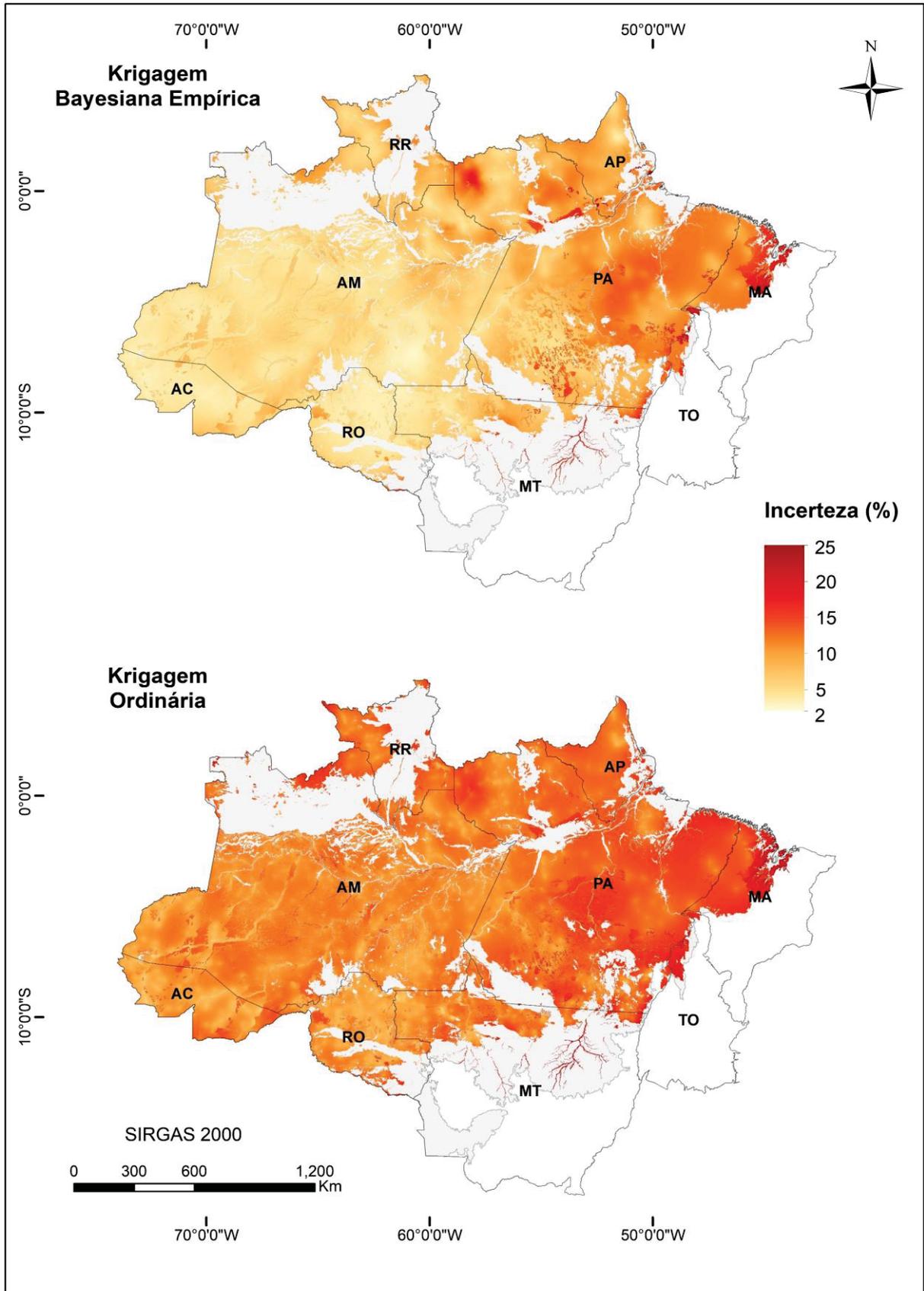
A interpolação EBK foi a que demonstrou menor incerteza na modelagem dos dados, apresentando uma média de incerteza de 6,4% na FOA, 7,9% na FOD e 7,4% para a área total, com maior peso no intervalo de 5% a 10%. Por outro lado, a interpolação KO registrou uma média ponderada de incerteza de 11,9% na FOA, 12,7% na FOD e 12,4% para a área total. Em ambas as técnicas de interpolação, as incertezas se mostraram maiores na FOD. Assim, a interpolação EBK apresentou os melhores resultados, sendo assim, a interpolação EBK seguiu para realização da classificação do índice de Shannon- Weaver e as análises com o desmatamento e biomassa total (Tabela 4).

TABELA 4 – MÉDIA PONDERADA DA INCERTEZA RELATIVA DA E KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E KRIGAGEM ORDINÁRIA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA E FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA. ONDE:  $\bar{x}$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE; P É O PESO DO INTERVALO DE CLASSE; FOA= FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA; FOD= FLORESTA OMBRÓFILA DENSA.

Krigagem Bayesiana Empírica						
	FOD		FOA		Área Total	
Classe	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p
00  - 05	4,399925	0,210116	4,086847	0,474235	4,243386	0,297107
05  - 10	7,115366	0,496681	6,752882	0,398015	6,934124	0,464184
10  - 15	11,679582	0,284735	12,032205	0,082707	11,855894	0,218194
15  - 20	17,389040	0,008280	17,102977	0,037957	17,246009	0,018054
20  - 25	20,186339	0,000189	21,119197	0,007086	20,652768	0,002460
$M_p$	7,9		6,4		7,4	
Krigagem Ordinária						
	FOD		FOA		Área Total	
Classe	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p
00  - 05	-	-	4,485839	0,000011	4,485839	0,000004
05  - 10	9,608439	0,020017	9,148077	0,220433	9,378258	0,086027
10  - 15	12,414229	0,893484	11,933990	0,654435	12,174110	0,814750
15  - 20	15,891713	0,083806	16,502451	0,118741	16,197082	0,095312
20  - 25	21,253019	0,002692	21,362628	0,006380	21,307824	0,003907
$M_p$	12,7		11,9		12,4	

FONTE: A autora (2024).

FIGURA 20 – MAPA DE INCERTEZA RELATIVA DOS MÉTODOS DE INTERPOLAÇÃO KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E KRIGAGEM ORDINÁRIA.



FONTE: A autora (2024).

## 5.5 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO BIOMA AMAZÔNICO

### 5.5.1 Mapa da diversidade de espécies arbóreas no Bioma Amazônico

A diversidade arbórea foi avaliada utilizando o índice de Shannon- Weaver, que apresentou variações de 2,0 a 3,6 no Bioma Amazônico pelo método de interpolação EBK, o qual obteve boa precisão e menor incerteza, conforme avaliação nos tópicos anteriores. Especificamente, a interpolação EBK revelou uma média ponderada de 3,2 na FOD, concentrando-se nas classes de intervalos de valores (pesos) de 3,0 a 3,2 e de 3,2 a 3,4. Na FOA, a média ponderada foi de 3,1, com maior concentração nas mesmas classes de intervalo de valores. Para a área total estudada, a média ponderada foi de 3,2, com maior concentração nas mesmas classes de intervalos de valores (Tabela 5).

TABELA 5 – MÉDIA PONDERADA DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER DA KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA E ORDINÁRIA NA FLORESTA OMBRÓFILA Densa, FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E ÁREA TOTAL. ONDE:  $\bar{x}$  É A MÉDIA DO INTERVALO DE CLASSE; P É O PESO DO INTERVALO DE CLASSE.

<b>Krigagem Bayesiana Empírica</b>						
	<b>F. Ombrófila Densa</b>		<b>F. Ombrófila Aberta</b>		<b>Área Total</b>	
<b>Classe</b>	$\bar{x}$	P	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p
1,8   - 2,0	-	-	-	-	-	-
2,0   - 2,2	-	-	2,185427	0,000078	2,185427	0,000026
2,2   - 2,4	-	-	2,341549	0,015619	2,341549	0,005144
2,4   - 2,6	2,551527	0,000637	2,513981	0,041729	2,532754	0,014171
2,6   - 2,8	2,743724	0,007197	2,712909	0,077539	2,728317	0,030365
2,8   - 3,0	2,929788	0,036979	2,911835	0,090980	2,920812	0,054765
3,0   - 3,2	3,133952	0,331239	3,120873	0,243579	3,127413	0,302367
3,2   - 3,4	3,287258	0,542043	3,298816	0,469139	3,293037	0,518031
3,4   - 3,6	3,452350	0,081906	3,432423	0,061336	3,442387	0,075131
$M_p$	3,2		3,1		3,2	
<b>Krigagem Ordinária</b>						
	<b>F. Ombrófila Densa</b>		<b>F. Ombrófila Aberta</b>		<b>Área Total</b>	
<b>Classe</b>	$\bar{x}$	P	$\bar{x}$	p	$\bar{x}$	p
1,8   - 2,0	1,942955	0,000013	1,950256	0,000876	1,946606	0,000297
2,0   - 2,2	2,129491	0,000129	2,132471	0,004894	2,130981	0,001698
2,2   - 2,4	2,327322	0,000748	2,308649	0,020631	2,317986	0,007296
2,4   - 2,6	2,526776	0,003570	2,511774	0,059301	2,519275	0,021926
2,6   - 2,8	2,713355	0,017545	2,712360	0,076698	2,712858	0,037028
2,8   - 3,0	2,934566	0,093214	2,912986	0,100603	2,923776	0,095648
3,0   - 3,2	3,112451	0,379737	3,113028	0,278544	3,112740	0,346408
3,2   - 3,4	3,292045	0,423202	3,293559	0,356599	3,292802	0,401266
3,4   - 3,6	3,454121	0,081842	3,451858	0,101853	3,452990	0,088433
$M_p$	3,2		3,1		3,2	

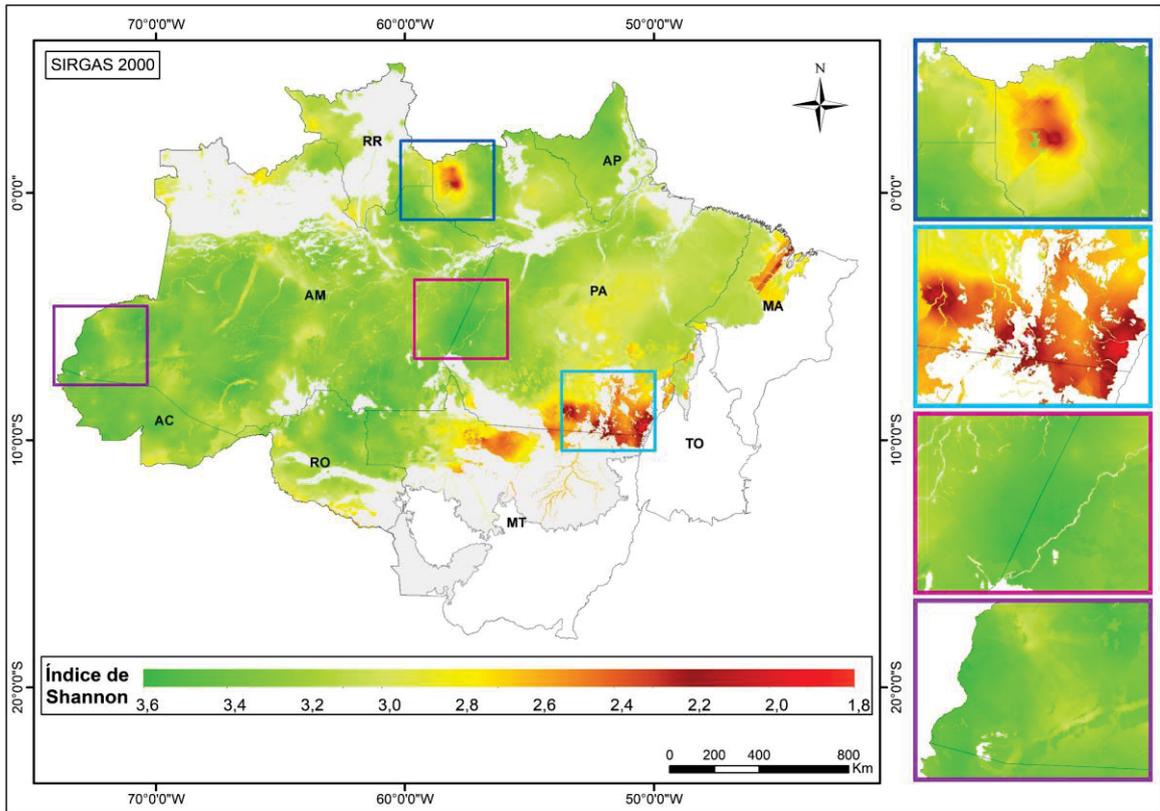
FONTE: A autora (2024).

As médias ponderadas tanto para FOD, FOA e para toda a área de estudo foram iguais nos dois métodos de interpolação, EBK e KO. No entanto, A interpolação KO apresenta uma maior amplitude de valores, variando o valor de Shannon- Weaver de 1,8 a 3,6 nas classes de intervalo de valores. Concentrando-se nas mesmas classes de intervalos de valores (pesos) de 3,0 a 3,2 e de 3,2 a 3,4, apenas apresentando menor participação (peso). Ou seja, diminuiu a quantidade de áreas na classe de intervalo de valores do índice de Shannon- Weaver no espaço geográfico entre 3,0 e 3,4 (Tabela 5).

Quanto à distribuição do índice Shannon- Weaver no espaço geográfico da diversidade de espécies arbóreas, é visualmente possível perceber a diferença na amplitude dos valores do índice de Shannon- Weaver entre as interpolações EBK e KO. Ou seja, maior amplitude de valores na interpolação KO e menor amplitude dos dados na interpolação EBK (Figura 21 e 22). A distribuição visual por fitofisionomia apresenta-se na Figura A e B do anexo 1.

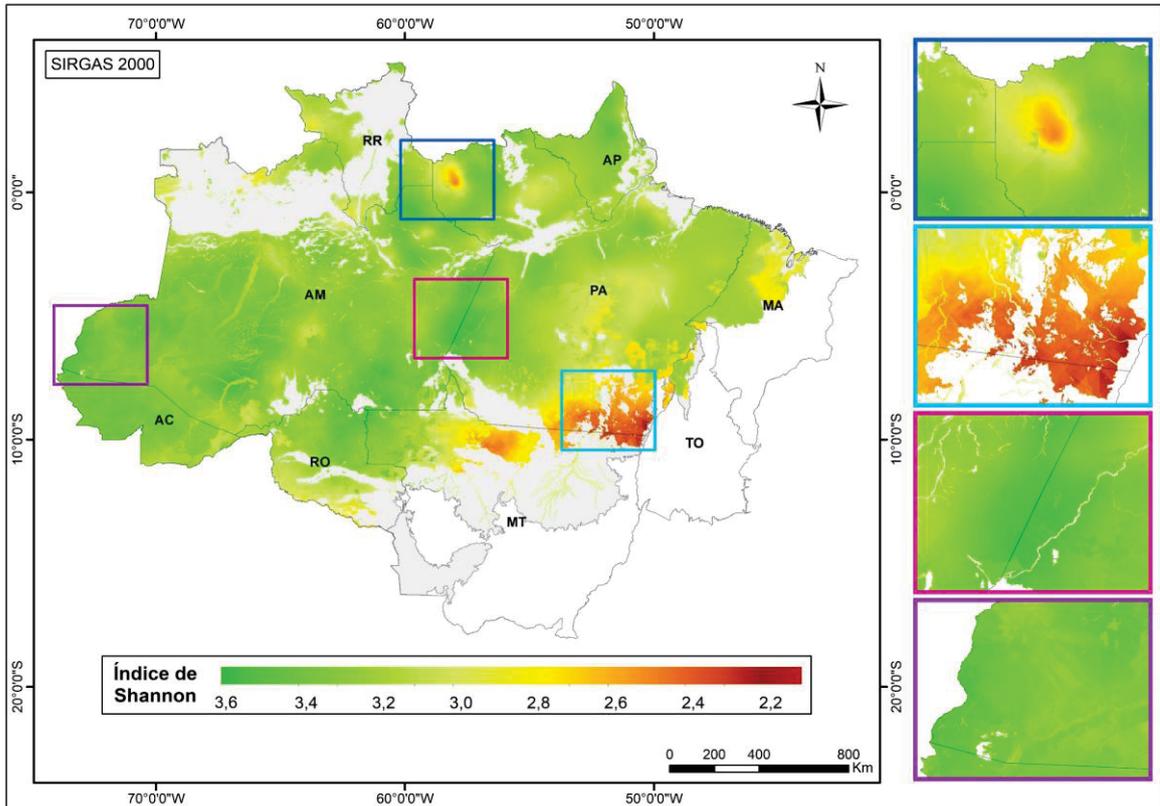
No entanto, a distribuição da diversidade de espécies arbóreas apresenta características semelhantes em ambas as interpolações. Os maiores valores do índice de Shannon- Weaver estão ao oeste, central e norte do Bioma Amazônico e diminuem gradativamente do norte para o sul do Bioma. As regiões com os maiores valores do índice de Shannon- Weaver encontram-se nos estados do Amazonas, Pará e Acre. Por outro lado, as regiões com os menores valores do índice são o Baixo Amazonas, no Pará, bem como as fronteiras sul, sudeste e leste do Bioma Amazônico. Essas regiões apresentam valores do índice de Shannon- Weaver abaixo de 3,0, chegando a se aproximar de 2,0.

FIGURA 21 – INTERPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER POR KRIGAGEM ORDINÁRIA.



FONTE: A autora (2024).

FIGURA 22 – INTERPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER POR KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA.



FONTE: A autora (2024).

### 5.5.2 Classificação do índice de Shannon-Weaver no Bioma Amazônico

A tabela 6 apresenta a estatística descritiva dos valores do índice de Shannon-Weaver distribuídos no Bioma Amazônia pela interpolação EBK. A média do índice para FOA é 3,14 e desvio padrão 0,26; para FOD a média é 3,23 e o desvio padrão é 0,13; por fim, para área total a média é 3,18 e o desvio padrão 0,19 (Tabela 6).

TABELA 6 - RESULTADOS DA ESTATÍSTICA DESCRITIVA REFERENTE AO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER.

<b>Estatística</b>	<b>Floresta Ombrófila Aberta</b>	<b>Floresta Ombrófila Densa</b>	<b>Área Total</b>
Mínimo	2,15	2,48	2,15
Máximo	3,54	3,55	3,55
Amplitude	1,39	1,07	1,41
Média	3,14	3,23	3,18
Mediana	3,22	3,23	3,23
Desvio Padrão	0,26	0,13	0,19
Variância	0,07	0,02	0,04
Coeficiente de Variação (%)	8,28	4,02	5,97

FONTE: A autora (2024).

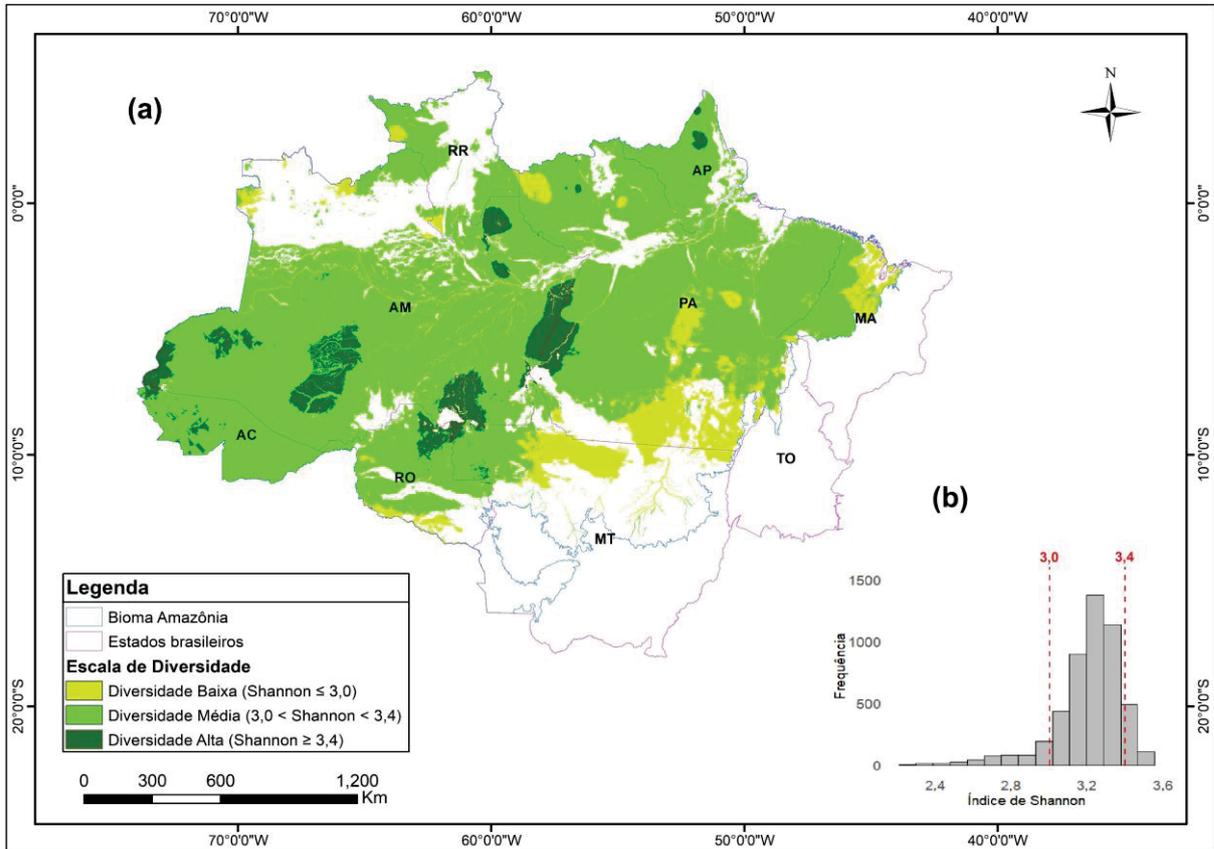
Analisando a distribuição dos valores do índice de Shannon-Weaver para todo Bioma Amazônico e considerando que a distribuição dos valores se assemelha a uma distribuição normal (Figura 23 b) fez-se a classificação da diversidade da floresta em Baixa, Média e Alta. Os resultados apresentaram variação entre as fitofisionomias, principalmente no intervalo de valores entre as classes Média e Baixa. Os resultados mostram que, independentemente da fitofisionomia, a diversidade alta é associada a índices de Shannon-Weaver superiores a 3,4. No trabalho, considera-se diversidade alta para valores acima de 3,4, diversidade média para valores entre 3,0 e 3,4, e diversidade baixa para valores abaixo de 3,0 do índice de Shannon-Weaver da parte arbórea na Floresta Amazônica (Tabela 7).

TABELA 7 - CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER PARA AS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA, FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA E ÁREA TOTAL EM BAIXO, MÉDIO E ALTO.

<b>Área</b>	<b>Escala de Diversidade</b>		
	<b>BAIXA</b>	<b>MÉDIA</b>	<b>ALTA</b>
<b>Floresta Ombrófila Aberta</b>	valor $\leq$ 2,9	2,9 < valor < 3,4	valor $\geq$ 3,4
<b>Floresta Ombrófila Densa</b>	valor $\leq$ 3,1	3,1 < valor < 3,4	valor $\geq$ 3,4
<b>Área Total</b>	valor $\leq$ 3,0	3,0 < valor < 3,4	valor $\geq$ 3,4

FONTE: A autora (2024).

FIGURA 23 – MAPA DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER NO BIOMA AMAZÔNICO. (A) DISTRIBUIÇÃO DA ESCALA DE DIVERSIDADE NO BIOMA AMAZÔNICO; (B) HISTOGRAMA DOS VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER NO BIOMA AMAZÔNICO.



FONTE: A autora (2024).

## 5.6 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO

O Desmatamento avançou em 18,4% na área de estudo desde o começo de mapeamento do PRODES em 1985 até o ano de 2022. Quanto ao desmatamento em cada classe de intervalo do índice de Shannon- Weaver. As regiões dentro das classes com menores valores do índice de Shannon- Weaver foram as mais atingidas pelo desmatamento. A perda de área pelo desmatamento foi maior que 50% em todas as classes com valores de Shannon- Weaver menores que 2,8 (Tabela 8).

O desmatamento alterou a distribuição de peso entre as classes. Como resultado, a proporção de área nas classes de intervalo de valores de 3,2 a 3,4 e 3,4 a 3,6 aumentou, visto que essas classes foram menos afetadas proporcionalmente pelo avanço do desmatamento. Portanto, com o desmatamento concentrando-se principalmente nas classes abaixo de 3,2, a representatividade em área das classes com valores acima de 3,2 aumentou levemente (Tabela 8).

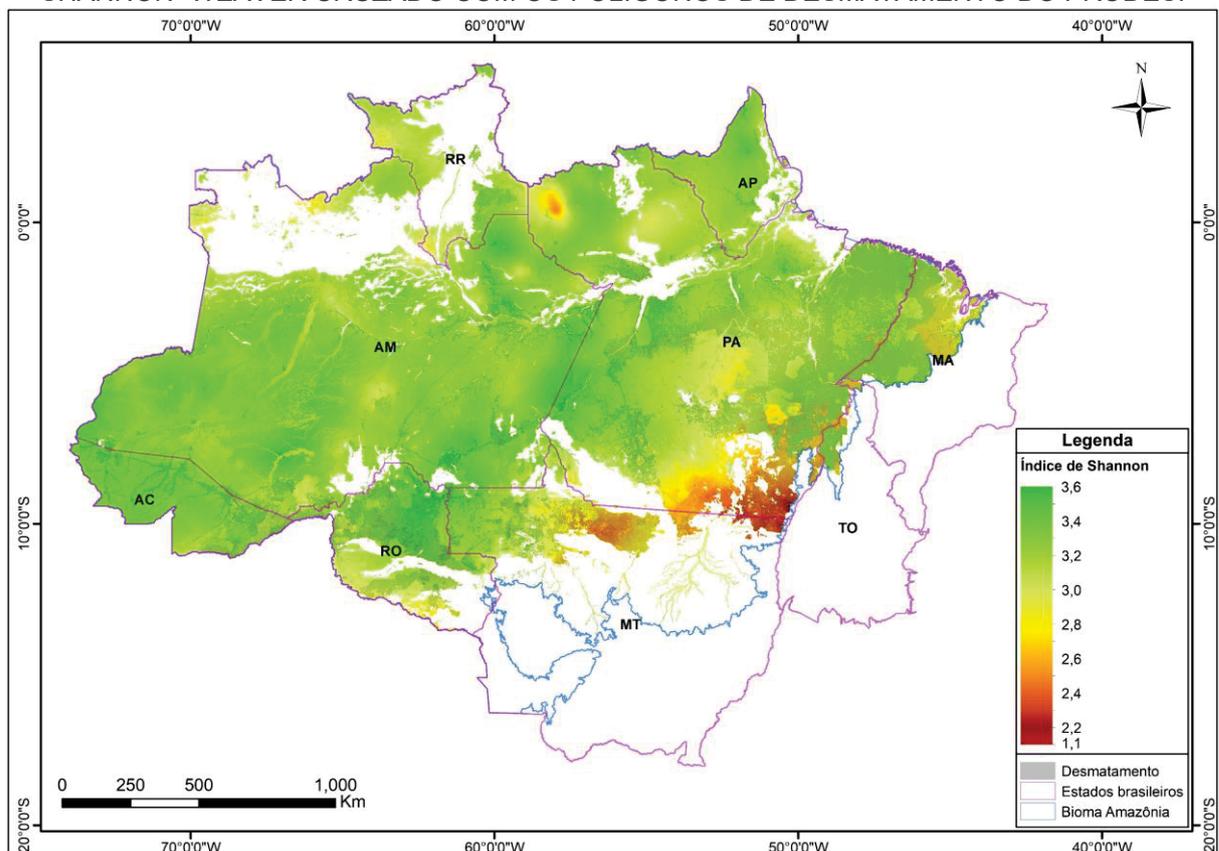
TABELA 8 – A PORCENTAGEM DE PERDA DE ÁREA EM CADA CLASSE DE INTERVALO DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER E OS PESOS DE CADA CLASSE ANTERIORMENTE AO DESMATAMENTO E APÓS O DESMATAMENTO NA ÁREA DE ESTUDO.

Classe	Perda de área	Peso original da classe	Peso atual da classe
2,0  - 2,2	72,5	0,000026	0,000009
2,2  - 2,4	63,9	0,005144	0,002272
2,4  - 2,6	43,1	0,014171	0,009880
2,6  - 2,8	52,0	0,030365	0,017862
2,8  - 3,0	26,0	0,054765	0,049640
3,0  - 3,2	24,9	0,302367	0,278110
3,2  - 3,4	12,3	0,518031	0,556657
3,4  - 3,6	7,0	0,075131	0,085571
<b>Total</b>	<b>18,4</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

FONTE: A autora (2024).

O mapa mostra uma vasta área de desmatamento, conhecida como Arco do Desmatamento, que afeta principalmente a FOA (Figura A e B do Anexo 1) e as regiões de transição para outras fitofisionomias (Figura 24). É possível observar visualmente a redução de área nas regiões que apresentam menores valores do índice de Shannon- Weaver. Também mostra o avanço do desmatamento para o centro do Bioma, onde se encontram as regiões com maiores valores do índice.

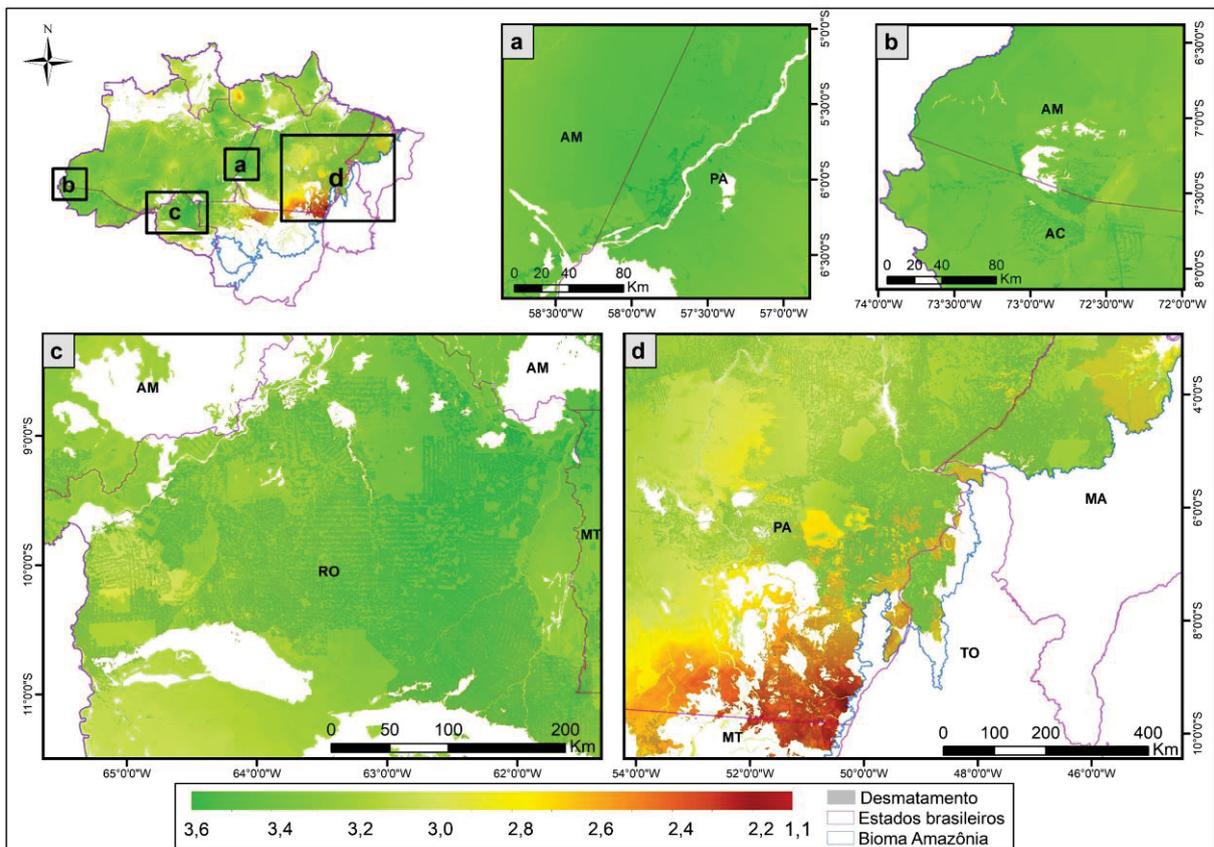
FIGURA 24 – MAPA DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREA ESTIMADA PELO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER CRUZADO COM OS POLÍGONOS DE DESMATAMENTO DO PRODES.



FONTE: A autora (2024).

A Figura 25 detalha o impacto do desmatamento sobre a diversidade de espécies arbóreas, destacando que o maior fragmento contínuo de desmatamento está localizado no estado de Rondônia. O arco de desmatamento consiste em uma série de grandes fragmentos de desmatamento que afetaram principalmente áreas com baixa diversidade de espécies (Figura 25 d). Além disso, o mapa evidencia o avanço do desmatamento em direção a duas regiões que apresentam os maiores valores do índice de Shannon- Weaver: a primeira região é o centro do Bioma Amazônico (Figura 25 a), fronteira entre os estados do Pará e Amazonas, domínio da fitofisionomia FOD, e a segunda região é a fronteira do estado do Acre com outro país, domínio da fitofisionomia FOA (Figura 25 b).

FIGURA 25 – MAPA DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREA ESTIMADA PELO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER CRUZADO COM OS POLÍGONOS DE DESMATAMENTO ACUMULADO DO PRODES. (A) ZOOM EM UMA REGIÃO ENTRE O PARÁ E AMAZONAS COM VALORES DE ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER ALTO E PRESENÇA DE POLÍGONOS DE DESMATAMENTO; (B) ZOOM EM UMA REGIÃO DO ACRE COM VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER ALTO E PRESENÇA DE POLÍGONOS DE DESMATAMENTO; (C) REGIÃO ONDE ESTÁ O MAIOR POLÍGONO DE DESMATAMENTO; (D) REGIÃO COM CONCENTRAÇÃO DE GRANDES POLÍGONOS DE DESMATAMENTO.



FONTE: A autora (2024).

## 5.7 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL

Os resultados da Tabela 9 dos testes t mostram que ambos os coeficientes (intercepto e índice de Shannon- Weaver) são altamente significativos ao nível de 0.05, com p-valores muito pequenos. A estatística F também é altamente significativa, indicando que o modelo de regressão global é significativo. Esses resultados indicam que há uma relação estatisticamente significativa entre o Índice de Shannon- Weaver e a biomassa total.

TABELA 9 – RESULTADO DO TESTE SIGNIFICÂNCIA t ( $\alpha = 0.05$ ).

<b>Coefficiente</b>	<b>Valor t</b>	<b>p-valor</b>	<b>Significância (<math>\alpha = 0.05</math>)</b>
<b>Intercepto</b>	-62.03	< 2e-16	Sim
<b>Índice de Shannon- Weaver (x)</b>	103.29	< 2e-16	Sim

FONTE: A autora (2024).

A Figura 26 (c) mostra o gráfico de dispersão entre a diversidade de espécies arbóreas e a biomassa total. Tais variáveis apresentaram correlação de Pearson de 0,46. Também destaca uma tendência positiva entre o índice de Shannon- Weaver e a biomassa total, ou seja, sugerindo que ecossistemas com maior biodiversidade tendem a ter uma maior quantidade de biomassa.

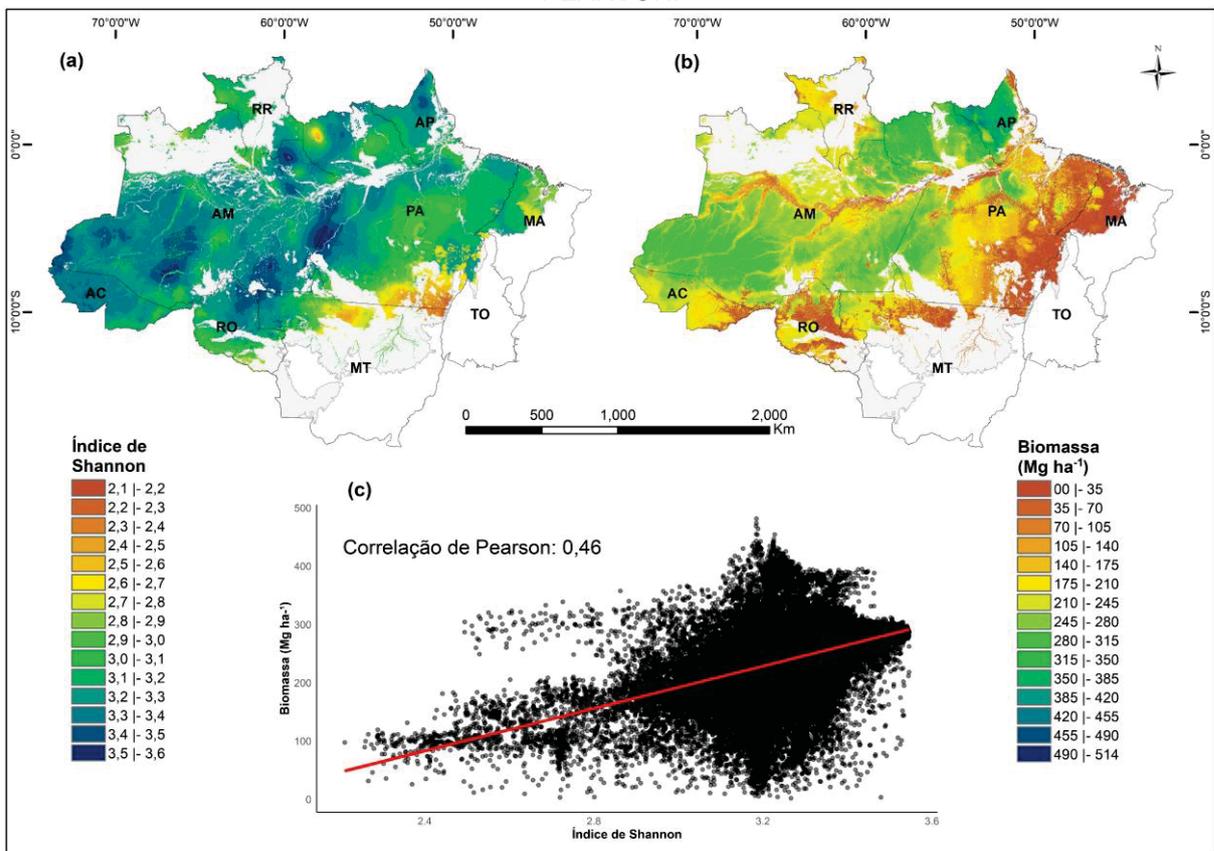
O gráfico de correlação mostra que até aproximadamente 2,8 no índice de Shannon- Weaver, os pontos de dados parecem estar mais agrupados e, a partir desse valor, a dispersão parece aumentar. Assim, os pontos de dados se espalham mais em relação à linha de tendência. Sempre seguindo um comportamento linear de aumento do índice junto com aumento da biomassa, mas também com aumento da variabilidade. Por fim, observa-se a ausência de pontos de dados com baixo índice de Shannon- Weaver e alta biomassa total.

A análise espacial permitiu visualizar a correlação entre as variáveis. Observou-se que os maiores valores de biomassa total estão concentrados principalmente no centro e norte da região mapeada, áreas que também exibem altos valores do índice de Shannon- Weaver. Da mesma forma, nas regiões de transição (sul, sudeste e leste) com outras fitofisionomias, onde os índices de Shannon- Weaver são mais baixos, a quantidade de biomassa total também é menor (Figura 26 a b).

Em uma análise visual mais detalhada dos dois mapas percebe-se que duas regiões apresentam altos valores do índice de Shannon- Weaver e altos valores de

biomassa total: grande parte do estado do Amapá e uma grande área no estado do Amazonas acima da fronteira com estado do Acre (Figura 26 a b). Tais regiões apresentam o índice de Shannon- Weaver acima 3,4 e valores de biomassa total acima de 280 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 26 a b).

FIGURA 26 – MAPA DA RELAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREA E A BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO. (a) MAPA DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREA DIVIDIDO EM 15 CLASSES DE INTERVALO DE VALORES DO ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER; (b) MAP DA BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO DIVIDIDO EM 15 CLASSES DE INTERVALO DE VALORES EM Mg ha<sup>-1</sup>. (c) GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE O ÍNDICE DE SHANNON- WEAVER E A BIOMASSA TOTAL ACIMA DO SOLO NAS FLORESTAS E O VALOR DA CORRELAÇÃO DE PEARSON.



FONTE: A autora (2024).

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 REVISÃO BIBLIOMÉTRICA

A revisão bibliométrica mostrou uma visão ampla sobre as publicações que estimam a diversidade florística na Floresta Amazônica, identificando 95 publicações sobre a temática até o ano de 2022. As lacunas encontradas incluem a falta de informações sobre fitofisionomias e tipos de diversidade (alfa, beta e gama), o que compromete a comparabilidade com outros estudos. Adicionalmente, a análise destacou a escassez de estudos em florestas altamente exploradas e em larga escala espacial.

Desde o primeiro estudo, em 1991, pode-se perceber um crescimento das publicações científicas sobre a diversidade florística na Amazônia. O aumento das publicações é devido à preocupação da comunidade internacional. Marcos como a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD) adotada na ECO-92, os relatórios da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) e do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), têm sido fundamentais para aumentar as preocupações mundiais quanto a perda da biodiversidade, conseqüentemente aumentando as publicações sobre a temática.

Na revisão foi encontrada uma quantidade pequena de publicações sobre a estimativa da diversidade florística, quando comparados a outras temáticas como Biomassa e Carbono, para a qual Araujo et al. (2023) encontraram 786 publicações de 1982 a 2020. O Bioma Amazônico apresenta uma lacuna grande de informações sobre biodiversidade (Oliveira et al., 2019). Tal resultado sugere um potencial subestimação do impacto do meio ambiente sobre a biodiversidade, ou dificuldade de obtenção dos dados em inventários florestais na região, ou menos importância a temática pela comunidade científica.

Estudos relacionados à Amazônia tendem a ter o Brasil como maior contribuidor (Araujo et al., 2023; Ferreira; Freitas; Almeida, 2023). O presente estudo não foi diferente, visto que o Brasil apresenta o maior número de publicações, o que é justificável por sua ampla área de Floresta Amazônica. Além de abrigar as quatro primeiras instituições que mais publicam sobre a temática e as principais instituições financiadoras dos estudos, CAPES e o CNPq. Adicionalmente, a maioria dos manuscritos foram publicados em revistas brasileiras.

O Brasil também abriga os dois pesquisadores que mais publicam na área. O Dr. Sebastião Venâncio Martins desenvolve diversas pesquisas voltadas para ecologia, restauração ecológica e recuperação de áreas degradadas, publicou o livro “Ecologia de florestas tropicais do Brasil” (Martins, 2012). Na revisão bibliométrica destaca-se o estudo que aborda sobre a degradação da floresta após mega incêndios (Xaud; Martins; Santos, 2013), ações antrópicas severas são pouco exploradas nas publicações sobre a temática. Ele também realizou estudos desenvolvidos em fitofisionomias poucos estudadas entre as publicações (Kunz et al., 2008, 2014; Kunz et al., 2010a; Kunz et al., 2010b).

O segundo pesquisador com maior quantidade de publicação é o Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama, e desenvolve pesquisas com Manejo em Ecossistemas Florestais. Na revisão bibliométrica apresenta estudos sobre o efeito do Manejo Florestal na estrutura, composição e diversidade florística (Almeida et al., 2012; Corrêa et al., 2015; Ribeiro et al., 2013; Vieira et al., 2014, 2015).

As palavras mais buscadas foram *Brazil*, *Amazonia*. Esse resultado era esperado uma vez que a Amazônia foi o domínio fitogeográfico avaliado nesta pesquisa. Já o Brasil é o país com maior associação a temática como abordado anteriormente na discussão. Assim como, as palavras *Phytosociology* e *Biodiversity*, a palavra diretamente relacionada a pesquisa, tais palavras só não foram inseridas na pesquisa como palavra de buscar por serem abrangentes.

Nos últimos anos a Floresta Amazônica tem sofrido grandes impactos antrópicos (Albert et al., 2023; Lapola et al., 2023). Os estudos mais recentes refletem os impactos sobre a estrutura e diversidade da floresta. Na teia de palavras pode-se destacar palavras-chaves como “*restoration*”, “*reforestation*” e “*desforation*”, que remetem a publicações voltadas à estimativa da diversidade em Floresta Secundária (Conrado da Cruz et al., 2020; Jakovac et al., 2015; Oliveira, J. C. et al., 2016; Oliveira Neto; Alves; Schwartz, 2022; Ribeiro et al., 2018; Silva et al., 2016; Silva, Larissa de Paula Viana Da et al., 2020; Silva; Ferreira; Santos, 2021; Vale et al., 2015; Vera; Cota-Sánchez; Grijalva Olmedo, 2019). Outras palavras como “*conservation*” e “*forest management*” remetem aos estudos que estimam a diversidade florística em florestas manejadas, no estudo classificadas como FE (Jardim; Quadros, 2016; Lima et al., 2021; Oliveira et al., 2019; Rocha et al., 2017; Vieira et al., 2015).

A quantidade de estudos em larga escala, ou seja, compreendendo uma ampla abrangência da Floresta Amazônica, é pequena. A grande maioria dos estudos

são locais, única comunidade, ou comparação entre comunidades próximas. Dentre os estudos em larga escala encontrados, tem um estudo feito em toda Guiana Francesa (Guitet et al., 2016) e dois estudos feitos ao longo de gradientes de diversidade das planícies aluviais da Amazônia (Assis et al., 2015; Wittmann et al., 2006). Tais publicações em larga escala tendem a crescer com o avanço da computação e ciências de dados (Oliveira et al., 2019). No entanto, não foi encontrado publicação sobre estimativa da diversidade florística que englobasse toda a Amazônia.

A publicação com maior número de citações foi Mesquita et al. (2001). Tal estudo aborda a sucessão secundária em duas comunidades florestais amazônicas com distintos históricos de uso da terra e enfatiza a relevância do manejo da floresta para promover o retorno eficaz de espécies climáticas na Amazônia Central. A conclusões do manuscrito abordam diferentes parâmetros que influenciam a estrutura e diversidade de espécies em Florestas Secundárias. A relevância é explicada porque o estudo é uma das primeiras comparações controladas de caminhos sucessionais para locais na Amazônia central. Além disso, o estudo é de acesso aberto na *Journal of Ecology*, revista de alto impacto, e é um estudo que tem mais de 20 anos.

O fato de muitas publicações sobre a temática na Amazônia usarem classificações de fitofisionomias que diferem da terminologia oficial do IBGE, ou até mesmo não informam a fitofisionomia da área estudada, restringiu a capacidade deste estudo de revisão estratificar as publicações por fitofisionomias. Além desse fato, a não informação ou a informação incompleta torna limitada a comparação com outros estudos e a construção do conhecimento sobre a diversidade florística por fitofisionomia.

As publicações apresentaram classificação da vegetação regionais chamadas igapó e várzea, as quais são FOA Aluvial, assim como chamam florestas que não ocorre inundação de terra firme. Tais classificações são apresentadas por Gonzaga de Campos (Campos, 1926) que dividiu a Floresta Equatorial em várzeas e terras firmes. A classificação quando se referia à Floresta Equatorial, usa em sua subdivisão a terminologia de estabelecida por (Huber, 1943) florestas de várzea e das terras firmes porque na época o naturalista só tinha condições de observar a vegetação ao longo dos rios e por isso dividiu em várzeas e os interflúvios de fácil acesso.

Outra deficiência encontrada na grande maioria das publicações foi não informar o tipo de diversidade (alfa, beta e gama). A grande maioria das publicações não informa diretamente na redação qual o tipo de diversidade abordada no estudo,

sendo necessário leitura completa da publicação para inferir qual a diversidade. Ao informar na metodologia o tipo de diversidade, assim como a fitofisionomia, tem-se claro a escala e a vegetação que a pesquisa foi desenvolvida, assim, associando a outros estudos que apresentam características semelhantes.

A leitura completa e detalhada das publicações possibilitou identificação do possível tipo(s) de diversidade abordada nos estudos. A diversidade alfa, diversidade de espécies dentro de uma determinada localidade específica, uma comunidade, é a mais amplamente estudada, tal diversidade é aplicada em uma escala local, referindo-se à diversidade de espécies dentro de uma comunidade. Sua estimativa é feita pelos índices de Shannon-Wiener, Simpson, Pielou, Margalef, Jackknife 1, Jackknife 2, entre outros.

A diversidade beta uma medida da variação na composição de espécies entre diferentes locais ou comunidades é bastante explorada também é amplamente aplicada nos estudos de diversidade florística. A comparação entre duas ou mais comunidades é feito pelos índices Sorensen, Jaccard, Coeficiente de Mistura de Jentsch, Chao-Sorensen, Morisita, Payandeh, Chao- Jaccard, Morisita- Horn, entre outros. A diversidade gama, medida da diversidade total de espécies em uma escala maior engloba tanto a diversidade alfa, quanto a beta. Tal diversidade é apresentada em poucas publicações encontradas na revisão bibliométrica.

A estimativa da diversidade alfa tem sido amplamente mensurada por índices tradicionais como o de Shannon- Wiener e Pielou. Esses índices medem diferentes aspectos da diversidade, como a riqueza de espécies e a equabilidade da distribuição de abundância, sua ampla aplicação favorece a comparação entre estudos. Por ser o mais amplamente utilizado, o índice Shannon- Weaver tornou-se um ponto de referência nos estudos de diversidade, embora tenha maior sensibilidade ao tamanho amostral. O índice de Equabilidade de Pielou (J) também foi bastante utilizado nas publicações. Esse permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes.

No entanto, índices menos tradicionais oferecem vantagens distintas. O índice de Simpson (D) dá mais peso às espécies dominantes, fornecendo uma medida da dominância dentro da comunidade, enquanto o Gini-Simpson (1-D) fornece uma medida complementar da equabilidade. Por outro lado, o índice de Margalef considera não apenas a riqueza de espécies, mas também o número de indivíduos de cada espécie, proporcionando uma medida mais abrangente da diversidade. Além disso, os

índices de Jackknife 1 e 2 oferecem uma abordagem de reamostragem robusta para estimar a diversidade, levando em conta a incerteza na detecção de espécies raras. Esses índices menos utilizados consideram diferentes aspectos da estrutura da comunidade e compensando possíveis vieses de amostragem.

O mesmo ocorre com a estimativa da diversidade beta. Os índices tradicionais de similaridade, como o de Sorensen e Jaccard, têm sido amplamente utilizados como revelado no presente estudo. No entanto, outros índices menos tradicionais podem oferecer vantagens distintas. Por exemplo, o Coeficiente de Mistura de Jentsch leva em conta a exclusividade de espécies em cada comunidade, proporcionando uma medida sensível da dissimilaridade. O Chao-Sorensen e o Morisita, por sua vez, corrigem para subamostragem e consideram a abundância das espécies compartilhadas, oferecendo estimativas mais precisas da similaridade entre comunidades.

Além disso, o índice de Payandeh e o Chao-Jaccard fornecem formas mais robustas de comparar a composição de espécies em amostras pequenas, compensando possíveis subestimações da similaridade. Já o Morisita-Horn, ao considerar a presença e a abundância das espécies e compensar amostras desiguais, oferece uma medida mais equitativa da dissimilaridade. Ao adotar esses índices menos tradicionais, os pesquisadores podem obter uma compreensão mais precisa da diversidade beta.

Há uma variedade de índices disponíveis para a estimativa da diversidade florística. A pesquisa realizada identificou 17 índices de diversidade biológica, dos quais 14 foram encontrados nas publicações. É importante ressaltar que a revisão bibliométrica apresentou a limitação decorrente da não incorporação de todos os índices de diversidade existentes na literatura. Isso pode ter resultado na exclusão de índices de diversidade menos utilizados. No entanto, é importante destacar que uma ampla gama de índices de diversidade foi explorada neste estudo, suficiente para realizar um estado da arte sobre a temática.

A maioria dos estudos de estimativa de diversidade florística são feitos em FP. Tais estudos abordam a diferença da diversidade florística a partir de fatores como disponibilidade hídrica e de luz, condições edáficas e relevo (Assis et al., 2015; Batista et al., 2011; Bonilla et al., 2020; Féret; Asner, 2014b; Fernandes; Ruivo; Costa, 2020; Ferreira, 1997; Haidar et al., 2013; Macía, 2011; Nebel et al., 2001; Nebel; Dragsted; Vanclay, 2001; Torres et al., 2020; Vieira, Simone et al., 2004; Wittmann et al., 2006).

Aproximadamente metade do território Amazônia Brasileira está sobre regime especial de administração (UC e TI). Tais áreas desempenham papel importante na conservação de ambientes naturais e servem como áreas de estudo para desenvolvimento de pesquisas. Um terço das publicações foram feitas em UC e TI, com destaque para Floresta Nacional do Tapajós no estado do Pará, primeira Floresta Nacional criada na Amazônia na década de 70. Servindo de área de estudos para diversas pesquisas científicas, incluindo muitas pesquisas desenvolvidas por João Ricardo Vasconcellos Gama (Gama, J. R. V.).

Os estudos em FE abordam principalmente os efeitos do Manejo Florestal Sustentável sobre a diversidade florística (Almeida et al., 2012; Bezerra et al., 2021; Colpini et al., 2011; Corrêa et al., 2015; Gonçalves; Santos, 2008; Jardim; Quadros, 2016; Lima et al., 2021; Lozada et al., 2022; Oliveira et al., 2019; Ramos et al., 2019; Ribeiro et al., 2013; Rocha et al., 2017; Vieira et al., 2015; Vinhote et al., 2020). Tais estudos demonstraram que o Manejo Florestal Sustentável garante a conservação da estrutura, diversidade, composição florística da floresta, com pouca variação dos parâmetros e recuperação ao longo dos anos. Tais estudos se enquadram no grau 1 de exploração da floresta (Almeida et al., 2013; Batista et al., 2011; Carneiro et al., 2010).

Uma quantidade menor de publicações aborda a exploração da floresta de forma mais acentuada, grau 2. A exploração intensiva da floresta, com extração de grande volume de madeira, fogo e/ou aberturas grandes do dossel levam à maior dinâmica da floresta (Oliveira, J. C. et al., 2016). A dinâmica na floresta provoca a regeneração natural e mudanças na florística e alterações severas podem diminuir a diversidade florística (Xaud; Martins; Santos, 2013). Poucos estudos investigam os efeitos do alto grau de exploração sobre a diversidade florística.

O uso anterior da terra influencia na estrutura e diversidade florística da Floresta Secundária (Mesquita et al., 2001). A associação do uso anterior da terra na Florestas Secundária é alvo de estudo de algumas publicações (Mesquita et al., 2001; Silva; Ferreira; Santos, 2021; Vale et al., 2015). Assim como as ações silviculturais sobre a diversidade florística (Braga; Jardim, 2019). Podendo levar décadas (Longworth et al., 2014) para restauração completa da floresta. Silva, Larissa de Paula Viana Da et al. (2020) discute em seu estudo que a regeneração natural completa dos fragmentos de vegetação secundária na Amazônia Brasileira é superior a cem anos.

Informação importante que grande parte dos estudos informaram o uso anterior da Floresta Secundária. Todos os usos anteriores são associados a economia da região. Com relação à mineração, destacam-se os estudos associados à mineradora Mineração Paragominas SA, do grupo Hydro (Brasil Neto et al., 2021; Conrado da Cruz et al., 2020) e à Mineradora Vale, que opera Floresta Nacional de Carajás (Barbosa et al., 2022; Gastauer et al., 2021; Ribeiro et al., 2018) e Mineração Rio do Norte SA que opera na Floresta Nacional Saracá- Taquera (Parrotta; Knowles; Wunderle, 1997).

A Geotecnologia é uma ferramenta nos estudos de estimativa da diversidade florística. Além disso, pode ser aplicada no monitoramento e avaliação da biodiversidade (Noss, 1990; Reddy, 2021). O número de publicação que exploraram a geotecnologia foi pequeno. Dentre os estudos que utilizaram a ferramenta destaca-se a utilização do Sensoriamento Remoto para extração da diversidade florística a partir do valor espectral de imagens (Féret; Asner, 2014b, 2014a; Tuomisto et al., 2003) e Albuquerque et al. (2022) que usou da ferramenta para delinear as copas das árvores e estimar a diversidade de espécies.

Outros estudos utilizaram a ferramenta como auxílio no desenvolvimento da plotagem de parcelas, caracterização da vegetação, localização de área de estudo, entre outros (Gastauer et al., 2021; Longworth et al., 2014; Mesquita et al., 2001; Oliveira, J. C. et al., 2016; Silva et al., 2016; Silveira et al., 2022; Xaud; Martins; Santos, 2013). A utilização da ferramenta como auxílio pode ter ocorrido em outras publicações, no entanto, só foi registrada o uso quando escrito na metodologia.

Desenvolvimentos recentes em ecologia, geotecnologia, estatísticas e alto desempenho computacional trazem oportunidade para ampliar o escopo do estudo da biodiversidade. O sensoriamento remoto pode apoiar a avaliação, o monitoramento, a modelagem e a elaboração de estudos sobre a biodiversidade para a gestão sustentável (Reddy, 2021). Tais estudos podem ser mais amplamente utilizados, principalmente para obtenção de informação sobre a diversidade florística em larga escala (Bae et al., 2019; Oliveira, Ubirajara et al., 2019; Wang; Gamon, 2019).

A Amazônia tem uma grande extensão e possui uma vegetação densa, assim tornando muitas áreas de difícil acesso. A realização de inventários florestais abrangentes requer um investimento financeiros grande. As geotecnologias podem ser mais amplamente utilizadas para extração de informação para toda a paisagem em estudo. A interpolação espacial e a obtenção de dados por meio do sensoriamento

remoto são técnicas pouco exploradas nos estudos sobre diversidade florística. No entanto, seu uso pode proporcionar uma visão abrangente da diversidade florística na Floresta Amazônica. Desse modo, identificando regiões prioritárias para conservação e auxiliar na manutenção dos bens e serviços ecossistêmicos.

## 6.2 PRECISÃO DA MODELAGEM ESPACIAL

O trabalho testou dois métodos de interpolação com eficiência reconhecida na literatura. A KO é amplamente implementada para interpolações de variáveis naturais, preferida por não precisar conhecer a média global, pois estima os valores em locais não amostrados com base na estrutura espacial dos dados e nas relações locais entre os pontos de amostra (Yamamoto; Landim, 2013).

EBK é um interpolador menos utilizada na literatura, acredita-se que isso ocorra porque é uma técnica de krigagem implementada mais recentemente (Krivoruchko, 2012). No entanto, apresenta vantagens em relação às interpolações tradicionalmente utilizadas (Sahu; Ghosh; Seema, 2021; Sharififar, 2022; Xie et al., 2023). O método EBK combina princípios da krigagem com métodos bayesianos para modelar a incerteza associada às estimativas, incorporando a variabilidade e o erro associados à estimativa dos semivariogramas calculando automaticamente os parâmetros por meio de um processo de subconjunto e simulações (Esri, 2024b; Krivoruchko, 2012; Krivoruchko; Gribov, 2019).

Estes métodos foram avaliados pela validação cruzada, conjunto de estatística amplamente utilizado na geoestatística para avaliar a precisão dos resultados (Yamamoto, 2000; Yamamoto; Landim, 2013). Assim como, foi feita a distribuição espacial da incerteza associada ao resultado no espaço geográfico (Sharififar, 2022).

Os dois métodos de interpolação avaliados demonstraram precisão na estimação da variável índice de Shannon- Weaver na área de estudo. Ambos alcançaram bons resultados nas estatísticas de validação cruzada, exibindo valores próximos. Dada a similaridade dos resultados, tornou-se necessário verificar a existência de diferença estatística a significativa entre eles. Para isso, utilizou-se o Teste U de Mann-Whitney, que mostrou ausência de diferenças significativas nas estatísticas de validação cruzada dos métodos KO e EBK.

A ausência de significância estatística nas comparações para ambas as fitofisionomias sugere que a escolha entre os métodos KO e EBK pode ser baseada em outros fatores como a incerteza nas previsões dos resultados. Na estatística de incerteza o método EBK apresentou menor incerteza na modelagem dos dados com intervalo de confiança mais estreito e média ponderada da incerteza relativa menor, resultado visível no mapa que apresentou a distribuição da incerteza da modelagem de ambos os métodos de interpolação. Portanto, o método EBK apresentando bons resultados da estatística de precisão (validação cruzada) e menor variância nas estimativas fornecidas, ou seja, menor incerteza.

A dimensão da área de estudo é grande, inevitavelmente interpolações em larga escala na região encontram a heterogeneidade presente em florestas tropicais como a Floresta Amazônica. O EBK é uma técnica projetada para lidar com a variabilidade espacial. Diferente da KO, que assume um único modelo de semivariograma global para toda a área de estudo, a EBK permite que diferentes semivariogramas descrevam diferentes partes da área de estudo. Além disso, o EBK simula diversos semivariogramas com base nos dados disponíveis e considera a distribuição de todos os semivariogramas simulados permite a incorporação da incerteza do modelo no processo de krigagem.

O projeto RADAMBRASIL constitui o maior banco de dados de inventário florestal existente na Amazônia, mostrando uma quantidade suficiente de parcelas para grande parte do Bioma Amazônico. No contexto do estudo, o objetivo era realizar a interpolação da variável índice de Shannon- Weaver com precisão e a menor incerteza possível, o que foi alcançado. No entanto, algumas regiões apresentaram maior incerteza pela quantidade baixa de parcelas abrangendo, regiões como parte do Maranhã, Mato Grosso e o Baixo Amazonas no Pará, com incerteza relativa da modelagem próxima a 25%, sendo o esforço amostral o principal parâmetro para diminuir a incerteza dos resultados (Sharififar, 2022). Assim como, o estudo não abrangeu as fitofisionomias Floresta Estacional Semidecidual e Estacional Decidual pela insuficiência de parcelas para realizar a interpolação espacial.

Por fim, estudos no Bioma Amazônico em larga escala depende de bancos de dados robustos, ou seja, quantidade suficiente de dados para área de estudo. Iniciativas como Rede de Inventário Florestal da Amazônia (RAINFOR) e o Inventário Florestal Nacional (IFN) tendem a tornar a disponibilidade de dados de inventário florestal no Bioma Amazônico mais atuais para futuros estudos em larga escala. Além

disso, o alto desempenho computacional tem revolucionado geração de dados em larga escala (Oliveira et al., 2019; Peruzzi; Dunson, 2022).

### 6.3 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS

O estudo apresentou importantes aspectos sobre a distribuição da diversidade florística no Bioma Amazônico, utilizando o índice Shannon-Weaver, índice de diversidade mais encontrado na literatura sobre a temática. Foi estimada a diversidade florística de espécies arbóreas por meio da interpolação do índice Shannon-Weaver nas fitofisionomias FOA e FOD, gerando assim um mapa da diversidade de espécies arbóreas para grande parte do Bioma Amazônico. A criação do mapa possibilitou a classificação da diversidade em Alta, Média e Baixa da parte arbórea da Floresta Amazônica. Por fim, cruzamos a diversidade arbórea estimada pelo índice Shannon-Weaver com os polígonos de desmatamento do Projeto PRODES e correlacionamos com outro importante parâmetro ecológico, a biomassa total.

Ambos os métodos de interpolação apresentaram a distribuição similar da diversidade arbórea, diferenciando apenas a amplitude de valores. O mapa de diversidade de espécies arbóreas do método EBK apresentou Alta diversidade nas regiões oeste, central e norte do Bioma, acima de 3,4, segundo a classificação da diversidade apresentada no estudo. A região com Alta diversidade encontra-se a FOD, vegetação dominante no Bioma Amazônico e caracterizada pela alta densidade de árvores e riqueza de espécies (Figura A e B do Anexo 1).

A diversidade Baixa encontra-se principalmente na FOA que apresenta valores de diversidade florística menores por ter uma densidade da vegetação um pouco menor que a FOD (IBGE, 2012). Os valores mais baixos do índice de Shannon-Weaver estão principalmente na região de transição, próxima ao ecótono entre fitofisionomia FOA e savana (Cerrado). Nessa região, a FOA pode gradativamente se misturar com áreas de savana, caracterizadas por vegetação arbustiva e arbórea esparsa. Tal região de transição mesmo apresentando o índice Shannon-Weaver com menores valores para comunidade arbórea, abriga uma biodiversidade única, resultado da confluência de espécies típicas de florestas úmidas e da vegetação adaptada à seca do Cerrado.

Outra região que apresentou valores mais baixos do índice de Shannon-Weaver, ou seja, diversidade Baixa, foi a dos planaltos residuais Norte-Amazônicos,

que se estendem do Amapá até o norte do Amazonas. A área em específico apresenta altitudes que se estendem aproximadamente de 600 a 1200 m. Alexander von Humboldt afirmou desde o século XIX que as temperaturas mais baixas em altitudes elevadas limitavam a capacidade de sobrevivência de muitas espécies (Wulf, 2019). Mais recentemente, sabe-se que existe uma diminuição da riqueza de espécies arbóreas com aumento da altitude em florestas tropicais (Cirimwami et al., 2019). Bem como, a relação entre a diversidade de espécies e a altitude não é simples e pode variar dependendo do contexto ecológico e do grupo de espécies, podendo ser invariável, linear ou em forma de campânula (Griffiths, 2020).

O inventário florestal limitou-se ao DAP mínimo de 31,8 cm. Por conseguinte, a distribuição e valores de diversidade do índice de Shannon- Weaver encontradas no estudo referem-se à diversidade arbórea do Bioma Amazônico. Os estudos locais de diversidade florística na Amazônia encontram valores de índice de Shannon- Weaver acima de 3,0 para tipologias FOA e FOD (Lima et al., 2012; Molgora; Sedda; Atkinson, 2020; Ribeiro et al., 2013; Stropp et al., 2020). Acredita-se que inventários florestais, por exemplo, com DAP  $\geq 10$  cm, abrangem uma gama maior de espécies, consequentemente valores do índice de Shannon- Weaver mais elevados. A composição arbórea geralmente inclui um menor número de espécies, com algumas delas apresentando maior dominância de algumas espécies, interferindo na equabilidade (Mensah; Du Toit; Seifert, 2018).

A classificação da diversidade florística em Alta, Média e Baixa, proposta neste estudo, limita-se apenas à parte arbórea das florestas do Bioma Amazônico. Mesmo assim, é de extrema utilidade porque os indivíduos mensurados em inventários florestais em Manejo Florestal Sustentável na Amazônia são medidos em DAP que abrangem apenas a parte arbórea da floresta. Além disso, as espécies arbóreas apresentam maior participação no espaço dentro de uma floresta e são fundamentais para o equilíbrio dentro da floresta.

Os resultados da interpolação EBK indicam uma variação da diversidade arbórea de 2,1 a 3,6 na Floresta, com grande parte da área nas classes de intervalo de valores entre 3,0 e 3,4, comprovando a rica diversidade de espécies em todo Bioma Amazônico. Féret; Asner (2014a) realizou um estudo amplo em uma região da Floresta Amazônica Peruana e encontrou maior proporção em área com o índice de Shannon- Weaver no mesmo intervalo de valores, tal método por ter sido feita por sensoriamento remoto também considerou apenas a parte arbórea da floresta.

Acredita-se que o presente estudo é o primeiro trabalho em larga escala que estima a diversidade arbórea pelo índice de Shannon- Weaver no Bioma Amazônico, tendo como base de dados os inventários florestais do Projeto RADAMBRASIL. Alguns trabalhos estimam a riqueza florística por dados a partir da distribuição geográfica das espécies por coleções taxonômicas, esse viés na estimativa pode ser limitado pela baixa densidade das coleções e distribuição aglomerada dos dados (Hopkins, 2007; Oliveira et al., 2016, 2019).

Esse estudo focou exclusivamente na estimativa da diversidade alfa, utilizando o índice de Shannon- Weaver, que considera tanto a riqueza quanto a equabilidade das espécies. No entanto, é possível que as regiões ao sul da área estudada apresentem uma alta diversidade beta, especialmente por estarem próximas ao ecótono. Isso sugere uma grande heterogeneidade entre as diferentes comunidades florestais, influenciada por variações de altitude, pluviometria, solo, entre outros fatores, que não são capturados pela diversidade alfa. Portanto, a análise da diversidade beta no Bioma Amazônico, incluindo a elaboração de mapas de diversidade alfa e beta, representa uma valiosa direção para futuras pesquisas no tema.

#### 6.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E DESMATAMENTO

Ações antrópicas impactam significativamente a biodiversidade no Bioma Amazônico (Gillespie, 2021). A alteração da biodiversidade, desencadeada por essas ações, é uma preocupação crescente. Contudo, o foco das pesquisas científicas tem sido avaliar o impacto do desmatamento em larga escala na perda de biomassa e carbono (Araujo et al., 2023; Gatti et al., 2021), bem como nas mudanças climáticas (Brandão; Barata; Nobre, 2022; Butt et al., 2023; Staal et al., 2020). Este estudo, em particular, ilustra visualmente os impactos do desmatamento em larga escala sobre a diversidade de espécies arbóreas.

Sabe-se que o desmatamento impacta a diversidade florística, com a fragmentação e perda de habitat florestal (Brasil et al., 2022; Cochrane; Laurance, 2002; Crouzeilles et al., 2014). No presente estudo foi apresentada uma visão do impacto do desmatamento em larga escala, ao cruzar a diversidade arbórea com os polígonos de desmatamento do Projeto PRODES. Os polígonos de desmatamento foram sobrepostos às classes de intervalo de valor de índice de Shannon- Weaver.

Observa-se que o arco de desmatamento, localizado ao longo das bordas sul, sudeste e leste, é atualmente uma região que emite mais carbono para a atmosfera do que consegue absorver, devido à significativa perda de vegetação (Brandão; Barata; Nobre, 2022; Gatti et al., 2021). Apesar de grande parte do arco de desmatamento apresentar um índice de Shannon- Weaver abaixo de 3,0, indicando uma diversidade florística considerada Baixa, essa região está próxima ao ecótono entre as fitofisionomias da FOA e do Cerrado. Isso sugere o potencial para abrigar uma biodiversidade única, fruto da mistura de espécies desses dois biomas.

O estado de Rondônia possui uma Média e Alta diversidade arbórea, com valores de índice de Shannon- Weaver acima de 3,0 em praticamente toda sua parte com vegetação florestal. Infelizmente, o estado de Rondônia é um dos estados que mais desmatam atualmente na região segundo o PRODES (INPE, 2023), consequentemente, nele está presente o maior polígono de desmatamento mapeado pelo PRODES. Por isso, menos da metade da área do estado possui habitats florestais bem conservados, com as áreas remanescentes majoritariamente localizadas em UCs e TIs (Brasil et al., 2022; Ochoa-Quintero et al., 2015).

A manutenção da biodiversidade está diretamente ligada a diversos serviços ecossistêmicos (Cardinale et al., 2012). Assim como no estado de Rondônia, o desmatamento avançou para centro do Bioma Amazônico e fronteira entre os estados do Acre e Amazonas. Essas regiões apresentaram os maiores valores de índice de Shannon- Weaver. Tais regiões precisam de atenção especial devido à riqueza de espécies que abrigam, tornando-se necessário desenvolver estratégias de conservação que considerem a heterogeneidade florística. Estudos já mostram em cenários futuros uma trágica perda da biodiversidade com a continuidade das ações humanas na Amazônia (Arruda et al., 2023).

## 6.5 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS E BIOMASSA TOTAL

Os testes de significância confirmam que há uma relação estatisticamente significativa entre índice de Shannon- Weaver e a biomassa total. Assim como, a correlação moderada de Pearson (0,46) observada entre as variáveis indica uma relação positiva entre a biodiversidade florística e a biomassa total na Floresta Amazônica. O resultado sugere que ecossistemas com maior diversidade de espécies arbóreas tendem a acumular mais biomassa. A correlação moderada positiva entre o

índice de Shannon- Weaver e a biomassa total foi encontrada em outros estudos em floresta tropical (Joshi, 2020; Obonyo; Agevi; Tsingalia, 2023).

A análise conjunta do mapa do índice de Shannon- Weaver e do mapa de biomassa total, ambos divididos em 15 classes, revelou uma correlação visual positiva entre as duas variáveis. Áreas com maior biomassa geralmente apresentam também maior diversidade de espécies arbóreas. O destaque é em duas regiões que visivelmente possuem altos valores em ambas as variáveis nos mapas: o estado do Amapá e uma grande área no estado do Amazonas acima da fronteira com estado do Acre.

O padrão nas florestas tropicais mostra que a idade das árvores, diversidade de espécies e suas interações aumentam a biomassa. Fatores como qualidade do solo, água e clima também são cruciais, criando condições ideais para o crescimento das plantas. Esses fatores juntos impulsionam o aumento da biodiversidade e da biomassa. Assim, a perda de biodiversidade reduz a eficiência com que as comunidades ecológicas capturam recursos biologicamente essenciais (nutrientes, água, luz) para produzir biomassa (Cardinale et al., 2012).

Os resultados do estudo sugerem que, em florestas com menor diversidade, a biomassa total tende a ser mais previsível e menos variável. Por outro lado, em florestas com maior diversidade, outros fatores, além da diversidade de espécies, podem influenciar significativamente a biomassa total, resultando em maior variabilidade e um padrão mais disperso de pontos de dados (Figura 26 c). Pode-se avaliar que há maior variabilidade na biomassa em valores mais altos de diversidade de espécies arbóreas.

Regiões com alto valor de diversidade florística e biomassa total são cruciais para manutenção da biodiversidade e do estoque de carbono, dada a sua elevada biomassa, tais regiões possuem alto valor ecológico e devem ser preservadas. Além disso, Chen et al. (2020) afirma em seu trabalho que a diversidade vegetal aumenta o conteúdo e o estoque de carbono. Hisano; Searle; Chen (2018) sugere que florestas mais diversas podem ser mais resilientes aos impactos das mudanças climáticas e aumentando potencialmente o sequestro de carbono.

Este estudo contribui para a compreensão mais profunda da relação entre diversidade florística e biomassa nas florestas tropicais, especialmente no Bioma Amazônico. Apresentando a correlação em larga escala, para grande parte do Bioma

Amazônico, das variáveis índice de Shannon- Weaver e biomassa total. Os resultados indicam que ecossistemas com maior diversidade florística são mais produtivos.

É crucial avançar em pesquisas que articulem a análise da biomassa total (conseqüentemente do estoque de carbono) com a diversidade florística, enfatizando a relação entre essas variáveis. Essas análises, ainda escassas, são fundamentais para otimizar a gestão e o manejo florestal, garantindo assim a conservação da Floresta Amazônica. Além disso, compreender a dinâmica entre a biomassa, o carbono e a biodiversidade permitem identificar áreas cruciais para a conservação e desenvolver métodos de restauração florestal que maximizem tanto a biomassa quanto a biodiversidade.

## 7 CONCLUSÕES

A compreensão da diversidade florística de toda a Floresta Amazônica enfrenta desafios, dada sua vastidão geográfica e complexidade. Embora a literatura sobre estimativas de diversidade florística seja reduzida, este estudo delineou um panorama geral sobre a temática, destacando a quantidade reduzida de pesquisas em larga escala sobre diversidade florística e a inexistência de um estudo abrangendo para todo o Bioma Amazônico.

O inventário florestal do Projeto RADAMBRASIL constituiu um banco de dados robusto. Isso possibilitou a construção do primeiro mapa de diversidade de espécies arbóreas gerado a partir da interpolação da variável índice de Shannon-Weaver para as duas fitofisionomias mais abrangentes do Bioma Amazônico, FOA e FOD. O mapa caracteriza-se pela distribuição heterogênea da diversidade de espécies arbóreas ao longo do Bioma Amazônico. Bem como, mostra as diferenças no espaço geográfico da diversidade de espécies arbóreas entre as duas fitofisionomias no estudo.

Conforme o mapa da diversidade de espécies arbóreas, identificou-se que o índice de Shannon-Weaver varia de 2,0 a 3,6, com a maior parte do Bioma Amazônico exibindo índices no intervalo de 3,0 a 3,4 e uma média de 3,2. Foi observado que as regiões oeste, central e norte do bioma possuem os maiores valores de diversidade arbórea, enquanto os menores valores de diversidade estão nos limites sul, sudeste e leste.

O desmatamento atingiu fortemente regiões com valores do índice de Shannon-Weaver Baixo. Assim como, os polígonos de desmatamento atingem regiões com índice de Shannon-Weaver Médio. Por fim, foi descoberto que o desmatamento já está atingindo as regiões com os maiores valores de índice de Shannon-Weaver.

Por último, foi encontrada uma correlação moderada positiva entre a diversidade de espécies arbóreas e a biomassa total acima do solo. Tal resultado alerta para a importância de proteger florestas com alta diversidade florística e grandes volumes de biomassa. A manutenção dessas áreas é crucial para garantir o equilíbrio ecológico e a oferta de serviços ecossistêmicos, desempenhando um papel fundamental na mitigação das mudanças climáticas.

Para direcionar o futuro da Floresta Amazônica, políticas públicas eficazes são essenciais, focando no combate ao desmatamento e na implementação de programas de restauração florestal que enfatizem tanto a recuperação da biomassa quanto da diversidade florística. Este estudo serve como indicativo de regiões que precisam de maior proteção e subsídio para a tomada de decisões no Bioma Amazônico.

## 8 RECOMENDAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos neste estudo, recomendo:

- O estudo limitou-se a ter informação da diversidade florística da parte arbórea e de duas fitofisionomias. Acredita-se na importância de gerar um sistema unificado de informações da Amazônia para geração de dados em larga escala e sistematização das informações sobre a região;
- O estudo focou apenas na diversidade alfa ao interpolar o índice de Shannon- Weaver, no entanto percebe-se as regiões (sul, sudeste e leste do Bioma Amazônico) proporcionalmente mais atingidas pelo desmatamento apresentam valores do índice de Shannon- Weaver menores, no entanto, essas regiões são limite com ecótono, podendo apresenta diversidade beta alta. Por isso, recomenda-se a interpolação da diversidade beta no Bioma Amazônico para descobrir os impactos do desmatamento também sobre a diversidade beta;
- O estudo revelou a existência de uma correlação entre diversidade florística e biomassa total, inclusive apresentando no mapa regiões que possuem alto valor de diversidade florística e alta biomassa total. Enfatizo a importância do desenvolvimento de pesquisas sobre a correlação entre a diversidade florística e a biomassa total para a gestão, manejo e restauração das florestas com base científica para trabalhar as duas variáveis em conjunto;
- A diversidade florística é influenciada por diversos fatores, dentre eles altitude, pluviometria, solo, isolamento de habitat, efeito de borda, dentre outros. O estudo não focou em analisar quais fatores influenciaram mais para a distribuição de diversidade de espécies arbóreas encontrada no Bioma Amazônico, estudos futuros podem realizar essa análise.

## REFERÊNCIAS

- ALBERT, James S. *et al.* Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v. 379, n. 6630, p. 1-10, Jan. 2023. DOI. 10.1126/science.abo500
- ALBUQUERQUE, Rafael Walter *et al.* Mapping key indicators of forest restoration in the amazon using a low-cost drone and artificial intelligence. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, p. 1-28, Feb. 2022. DOI. 10.3390/rs14040830
- ALMEIDA, Larissa Santos De *et al.* Uso de Espécies da Flora na Comunidade Rural Santo Antônio, BR-163, Amazônia Brasileira. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 4, p.435-446, Out./Dez. 2013. DOI. 10.4322/floram.2013.044
- ALMEIDA, Larissa Santos De. *et al.* Fitossociologia e uso múltiplo de espécies arbóreas em floresta manejada, comunidade Santo Antônio, município de Santarém, estado do Pará. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 185–194, Jun. 2012. DOI. 10.1590/S0044-59672012000200002
- ANDRIOTTI, José Leonardo Silva. **Fundamentos de Estatística e Geoestatística**. São Leopoldo: Editora Unisinos, [s.n.], 2003.
- ANTONELLI, Alexandre *et al.* Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 23, p. 6034–6039, Jun. 2018. DOI. 10.1073/pnas.1713819115.
- ARAUJO, Emmanoella Costa Guaraná *et al.* Global review and state-of-the-art of biomass and carbon stock in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 331, April. 2023. DOI. 10.1016/j.jenvman.2023.117251.
- ARIMA, Eugenio Y. *et al.* Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 3, p. 257-277, April. 2016. DOI. 10.1080/1747423X.2015.1027797
- ARRUDA, Daniel M. *et al.* Vegetações amazônicas e terras indígenas ameaçadas pelas próximas mudanças climáticas: Previsão de impacto nos biomas brasileiros. **Austral Ecology**, v. 49, n. 1, p.1-16, July. 2023. DOI. 10.1111/aec.13394
- ASSIS, Rafael L. *et al.* Patterns of tree diversity and composition in Amazonian floodplain paleo-várzea forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 2, p. 312-322, Sep. 2015. DOI. 10.1111/jvs.12229
- BAAS, Jeroen *et al.* Scopus as a curated, high-quality bibliometric data source for academic research in quantitative science studies. **Quantitative science studies**, v. 1, n. 1, p. 377-386, Feb. 2020. DOI. 10.1162/qss\_a\_00019
- BAE, Soyeon *et al.* Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. **Nature Communications**, v. 10, n.1, p. 1-10, Oct. 2019. DOI. 10.1038/s41467-019-12737-x

BARBOSA, Rodrigo de Souza *et al.* Restoration of degraded areas after bauxite mining in the eastern Amazon: Which method to apply?. **Ecological Engineering**, v. 180, July. 2022. DOI. 10.1016/j.ecoleng.2022.106639

BARNI, Paulo Eduardo; FEARNSTIDE, Philip Martin; GRAÇA, Paulo Maurício Lima de Alencastro. Simulating deforestation and carbon loss in Amazonia: impacts in Brazil's Roraima state from reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho). **Environmental management**, v. 55, p. 259-278, Dec. 2015. DOI. 1007/s00267-014-0408-6

BARTHLOTI, Wilhelm; LAUER, Wilhelm; PLACKE, Anja. Global distribution of species diversity in vascular plants: Towards a world map of phytodiversity (globale verteilung der artenvielfalt höherer pflanzen: Vorarbeiten zu einer weltkarte der phytodiversität). **Erdkunde**, p. 317-327, Oct. /dez. 1996.

BATISTA, Fábio de Jesus *et al.* Comparação florística e estrutural de duas florestas de várzea no estuário amazônico, Pará, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n.2, p. 289-298, Abril. 2011. DOI. 10.1590/S0100-67622011000200013

BEZERRA, Talita Godinho *et al.* Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: Relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 482, Feb. 2021. DOI. 10.1016/j.foreco.2020.118862

BLUNDO, Cecilia *et al.* Taking the pulse of Earth's tropical forests using networks of highly distributed plots. **Biological Conservation**, v. 260, Aug. 2021. DOI. 10.1016/j.biocon.2020.108849

BONILLA, Diana *et al.* Functional divergence between várzea and igapó forests: A study of functional trait diversity in the Colombian Orinoco Basin. **Forests**, v. 11, n. 11, p. 1-17, Nov. 2020. DOI. 10.3390/f11111172

BRAGA, Elayne Oliveira; JARDIM, Mário Augusto Gonçalves. Floristic, structure and life forms of lower stratum in a Alluvial Dense Rain Forest, Pará state, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 29, n.3, p. 1048-1059, Jul./Sep. 2019. DOI. 10.5902/1980509821834

BRANCALION, Pedro HS *et al.* Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science advances**, v. 4, n. 8, p. 1-7, Aug. 2018. DOI. 10.1126/sciadv.aat1192

BRANDÃO, Diego Oliveira; BARATA, Lauro Euclides Soares; NOBRE, Carlos Afonso. The effects of environmental changes on plant species and forest dependent communities in the Amazon region. **Forests**, v. 13, n. 3, p. 1-20, Mar. 2022. DOI. 10.3390/f13030466

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

BRASIL NETO, Alberto Bentes *et al.* Natural regeneration for restoration of degraded areas after bauxite mining: A case study in the Eastern Amazon. **Ecological Engineering**, v. 171, Nov. 2021. DOI. 10.1016/j.ecoleng.2021.106392

BRASIL, Iacé Dandara Santos *et al.* Contributions of Forest Regeneration After Intense Fragmentation in the Amazon through Morphological Spatial Pattern Analysis. **Forest Science**, v. 68, n. 5-6, p. 508-520, Oct. /Dez. 2022. DOI. 10.1093/forsci/foxac034

BURNHAM, Kenneth P.; OVERTON, Walter Scott. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika**, v. 65, n. 3, p. 625-633, Dec. 1978. DOI. 10.1093/biomet/65.3.625

BUTT, Edward W. *et al.* Amazon deforestation causes strong regional warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 120, n. 45, p. 1-8, Oct. 2023. DOI. 10.1073/pnas.2309123120

CABALLERO, Cassia Brocca *et al.* Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of The Total Environment**, v. 896, Oct. 2023. DOI. 10.1016/j.scitotenv.2023.166323

CAMPOS, G. De. **Mappa florestal do Brasil**. Rio de Janeiro: [s.n.], 1926.

CARDINALE, Bradley J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, Jun. 2012. DOI. 10.1038/nature11148

CARNEIRO, Diogo Borges; BARBOZA, Myrian Sá Leitão; MENEZES, Moirah Paula. Plantas nativas úteis na vila dos pescadores da reserva extrativista marinha Caeté-Taperaçu, Pará, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, p. 1027-1033, 2010. DOI. 10.1590/S0102-33062010000400017.

CARVALHO, Raquel L. *et al.* Pervasive gaps in Amazonian ecological research. **Current Biology**, v. 33, n. 16, p. 3495-3504, Aug. 2023. DOI. 10.1016/j.cub.2023.06.077

CHADDAD, Fábio *et al.* Impact of mining-induced deforestation on soil surface temperature and carbon stocks: A case study using remote sensing in the Amazon rainforest. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 119, Nov. 2022. DOI. 10.1016/j.jsames.2022.103983

CHAO, Anne *et al.* A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology letters**, v. 8, n. 2, p. 148-159, Dec. 2005. DOI. 10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x

CHAZDON, Robin L. *et al.* Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science advances**, v. 2, n. 5, p.1-10, May. 2016. DOI. 10.1126/sciadv.150163

CHEN, Xinli *et al.* Effects of plant diversity on soil carbon in diverse ecosystems: A global meta-analysis. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 167-183, Feb. 2020. DOI. 10.1111/brv.12554

CIRIMWAMI, Legrand *et al.* The effect of elevation on species richness in tropical forests depends on the considered lifeform: results from an East African mountain forest. **Tropical Ecology**, v. 60, n. 4, p. 473-484, Nov. 2019. DOI. 10.1007/s42965-019-00050-z

COCHRANE, Mark A.; LAURANCE, William F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 311-325, Mar. 2002. DOI. 10.1017/S0266467402002237

COLPINI, Chirle *et al.* Efeito da exploração na riqueza florística e diversidade em uma floresta ecotonal da região Norte Mato-grossense. **FLORESTA**, v. 41, n. 2, p. 295-304, Abr./Jun. 2011. DOI. 10.5380/rf.v41i2.21877

CONRADO DA CRUZ, Denis *et al.* Tree communities in three-year-old post-mining sites under different forest restoration techniques in the Brazilian Amazon. **Forests**, v. 11, n. 5, p. 1-16, May. 2020. DOI. 10.3390/f11050527

CORRÊA, Viviane Vasconcelos *et al.* Estrutura e uso potencial de espécies arbóreas em floresta manejada, PA Moju, Santarém-Pará. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 293-300, Apr./Jun. 2015. DOI. 10.1590/01047760201521021488

CROUZEILLES, Renato *et al.* The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability?. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479-489, Jan. 2014. DOI. 10.1007/s10980-013-9978-6

DA SILVA, Carlos Fabricio Assunção *et al.* Road network and deforestation of indigenous lands in the Brazilian Amazon. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 119, Jun. 2023. DOI. 10.1016/j.trd.2023.103735

DA SILVA, José Maria Cardoso; RYLANDS, Anthony B.; DA FONSECA, Gustavo AB. The fate of the Amazonian areas of endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689-694, Jun. 2005. DOI. 10.1111/j.1523-1739.2005.00705.x

DE OLIVEIRA, Erica Karolina Barros *et al.* Monitoramento da estrutura e caracterização ecológica em floresta tropical manejada na Amazônia Brasileira. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. 1-12. 2019. DOI. 10.5039/agraria.v14i4a6867

DONTHU, Naveen *et al.* How to conduct a bibliometric analysis: An overview and guidelines. **Journal of business research**, v. 133, p. 285-296, Sep. 2021. DOI. 10.1016/j.jbusres.2021.04.070

DOWLE, M. *et al.* **data.table: Extension of data.frame**. Versão 1.14.8 (2023). Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>. Acesso em: 11 maio 2024.

EISENLOHR, Pedro Vasconcellos *et al.* **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos Volume II**. Editora UFV ed. [S.l: s.n.], 2011. v. 2.

EKUNDAYO, Temitope Cyrus; OKOH, Anthony I. A global bibliometric analysis of Plesiomonas-related research (1990–2017). **PloS one**, v. 13, n. 11, p. 1-17, Nov. 2018. DOI. 10.1371/journal.pone.0207655 N

ESRI. **What are the different kriging models?** Disponível em: <<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/analysis/geostatistical-analyst/what-are-the-different-kriging-models-.htm>>. Acesso em: 6 maio 2024a.

ESRI. **What is empirical Bayesian kriging? ArcGIS Pro 3.1.** Disponível em: <<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.1/help/analysis/geostatistical-analyst/what-is-empirical-bayesian-kriging-.htm>>. Acesso em: 6 maio 2024b.

ESRI. **What output surface types can the interpolation models generate? ArcGIS Pro 3.2.** Disponível em: <<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/analysis/geostatistical-analyst/what-output-surface-types-can-the-interpolation-models-generate-.htm>>.

FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta amazônica**, v. 36,n.3, p. 395-400, Maio. 2006. DOI. 10.1590/S0044-59672006000300018

FEITOSA, Thaiana Brunes *et al.* Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon Forest: A 2050 projection. **Sustainable Production and Consumption**, v. 41, p. 64-74, Oct. 2023. DOI. 10.1016/j.spc.2023.07.009

FÉRET, Jean-Baptiste; ASNER, Gregory P. Mapping tropical forest canopy diversity using high-fidelity imaging spectroscopy. **Ecological Applications**, v. 24, n. 6, p. 1289-1296, Sep. 2014a. DOI. 10.1890/13-1824.1

FÉRET, Jean-Baptiste; ASNER, Gregory P. Microtopographic controls on lowland Amazonian canopy diversity from imaging spectroscopy. **Ecological Applications**, v. 24, n. 6, p. 1297-1310, Sep. 2014b. DOI. 10.1890/13-1896.1

FERNANDES, Ana Maria Moreira; RUIVO, Maria de Lourdes Pinheiro; COSTA, Antônio Carlos Lola. Floristic composition and diversity in terra firme forest under water stress in the Amazon. **Cerne**, v. 26, n.4, p. 403-412, Oct. /Dez. 2020. DOI. 10.1590/01047760202026042730

FERREIRA, Leandro Valle. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. **Biodiversity & Conservation**, v. 6, p. 1353-1363, Oct. 1997. DOI. 10.1023/A:1018385529531

FERREIRA, Poliana Sander; FREITAS, Suely Pereira; ALMEIDA, Eveline Lopes. Scientific and technological advancements in the utilisation of by-products from babassu oil extraction: a bibliometric review. **International Journal of Food Science & Technology**, v. 58, n. 10, p. 4980-4991, Aug. 2023. DOI. 10.1111/ijfs.16650

FLORES, Bernardo M. *et al.* Critical transitions in the Amazon forest system. **Nature**, v. 626, n. 7999, p. 555-564, Feb. 2024. DOI. 10.1038/s41586-023-06970-0

GASTAUER, Markus *et al.* Shannon tree diversity is a surrogate for mineland rehabilitation status. **Ecological Indicators**, v. 130, p. 1-11, Nov. 2021. DOI. 10.1016/j.ecolind.2021.108100

GASTON, Kevin J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220-227, May. 2000. DOI. 10.1038/35012228

GATTI, Luciana V. *et al.* Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, n. 7867, p. 388-393, Jul. 2021. DOI. 10.1038/s41586-021-03629-6.

GELFAND, Alan E. Spatial modeling for the distribution of species in plant communities. **Spatial Statistics**, v. 50, p. 1-11, Aug. 2022. DOI. 10.1016/j.spasta.2021.100582

GILLESPIE, Thomas W. Policy, drought and fires combine to affect biodiversity in the Amazon basin. **Nature**, v.597, p.481-483, Sep. 2021. DOI. 10.1038/d41586-021-02320-0

GONÇALVES, Carlos. **Amazônia, Amazônias**. São Paulo: Editora Contexto, 2001.

GONÇALVES, Fábio Guimarães; SANTOS, João Roberto dos. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazonica**, v. 38, n.2, p. 229-244, Ago. 2008. DOI. 10.1590/S0044-59672008000200006

GRIFFITHS, Andrew R. **Woody plant distributions along an Amazon-to-Andes elevation gradient Evolutionary trends and tendencies**. 2020. 187f. Thesis of the University of Edinburgh. [S.l: s.n.], 2020.

GUITET, Stéphane *et al.* Geomorphic control of rain-forest floristic composition in French Guiana: more than a soil filtering effect?. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 1, p. 22-40, Nov. 2016. DOI. 10.1017/S0266467415000620

H AidAR, Ricardo Flores *et al.* Florestas estacionais e áreas de ecótono no estado do Tocantins, Brasil: parâmetros estruturais, classificação das fitofisionomias florestais e subsídios para conservação. **Acta Amazonica**, v. 43, n.3, p. 261-290, Set. 2013. DOI. 10.1590/S0044-59672013000300003

HISANO, Masumi; SEARLE, Eric B.; CHEN, Han YH. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 439-456, Jul. 2018. DOI. 10.1111/brv.12351

HOPKINS, Michael JG. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 8, p. 1400-1411, June. 2007. DOI. 10.1111/j.1365-2699.2007.01737.x

HORN, Henry S. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. **The American Naturalist**, v.100, n.914, p. 419-424, Sep./Oct. 1966. DOI. 10.1086/282436

HOSOKAWA, R. T. **Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado**. Curitiba: UFPR, 1981.

HUBER, Jacques. Contribuição à geografia física dos furos de Breves e da parte ocidental de Marajó. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 5, p. 129-154. 1943.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. v. 2, [S.l: s.n.], 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS- INPE. PRODES – **Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 30 out. 2023.

JACCARD, Paul. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. **Bull Soc Vaudoise Sci Nat**, v. 37, p. 547-579, Jan. 1901. DOI. 10.5169/seals-266450.

JAKOVAC, Catarina C. *et al.* Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 1, p. 67-77, Jan. 2015. DOI. 10.1111/1365-2745.12298

JARDIM, Fernando Cristóvam da Silva; QUADROS, Larissa Corrêa Lopes. Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração de madeira em Moju, Pará. **Revista Ceres**, v. 63, n.4, p. 427-435, Jul./Aug. 2016. DOI. 10.1590/0034-737X201663040001

JOSHI, Rajendra Kr. Tree species diversity and biomass carbon assessment in undisturbed and disturbed tropical forests of Dibru-Saikhowa biosphere reserve in Assam North-East India. **Vegetos**, v. 33, n. 3, p. 516-537, Jun. 2020. DOI. 10.1007/s42535-020-00135-4

KRIVORUCHKO, Konstantin. **Empirical Bayesian Kriging: Implemented in ArcGIS Geostatistical Analyst**. [S.l: s.n.], 2012.

KRIVORUCHKO, Konstantin; GRIBOV, Alexander. Evaluation of empirical Bayesian kriging. **Spatial Statistics**, v. 32, Aug. 2019. DOI. 10.1016/j.spasta.2019.100368.

KUMAR, Abhishek *et al.* Applications of biomass-derived materials for energy production, conversion, and storage. **Materials Science for Energy Technologies**, v. 3, p. 905-920, 2020. DOI. 10.1016/j.mset.2020.10.012

KUNZ, Sustanis Horn *et al.* Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. **Acta amazonica**, v. 38, n.2, p. 245-254, Ago. 2008. DOI. 10.1590/S0044-59672008000200007

KUNZ, Sustanis Horn *et al.* Estrutura fitossociológica de um trecho de floresta estacional perenifólia, Bacia do Rio Das Pacas, Querência-MT. **Cerne**, v. 16, n.2, p. 115-122, Jun. 2010 a. DOI. 10.1590/S0104-77602010000200001

KUNZ, Sustanis Horn *et al.* Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifólia na fazenda Amoreiras, Querência, MT. **Revista Árvore**, v. 34, n.4, p. 713-721, Ago. 2010 b. DOI. 10.1590/S0100-67622010000400016

KUNZ, Sustanis Horn *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo de dois trechos de Floresta Estacional Perenifólia, Bacia do Rio das Pacas, Querência-MT. **Ciência Florestal**, v. 24,n.1, p. 1-11, Jan./Mar. 2014. DOI. 10.5902/1980509813317

LAPOLA, David M. *et al.* The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, n. 6630, p.1-12, Jan. 2023. DOI. 10.1126/science.abp8622

LEBRENZ, Henning; BÁRDOSSY, András. Geostatistical interpolation by quantile kriging. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, n. 3, p. 1633-1648, Mar. 2019. DOI. 10.5194/hess-23-1633-2019

LEWIS, Simon L.; EDWARDS, David P.; GALBRAITH, David. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, Aug. 2015. DOI. 10.1126/science.aaa99

LIMA, Bruno de Almeida *et al.* Efeitos da exploração de impacto reduzido (EIR) na composição florística e estrutura de uma floresta ombrófila densa na Amazônia Brasileira. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 131, p. 1-14, Sep. 2021. DOI. 10.18671/scifor.v49n131.23

LIMA, Rosival B. de A. *et al.* Florística e diversidade em um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 3, p. 485-492, Jul./Sep. 2012. DOI. 10.5039/agraria.v7i3a934

LONGWORTH, J. Benjamin *et al.* Shifts in dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in central Amazonia. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 529-537, Aug. 2014. DOI. 10.1111/btp.12143

LOZADA, José R. *et al.* The recovery of logged forests proves that a viable management is possible in the Venezuelan Guayana Shield. **Forest Systems**, v. 31, n. 3, p.1-13, Dec. 2022. DOI. 10.5424/fs/2022313-19267

MACÍA, Manuel J. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest. **Plant Ecology**, v. 212, p. 1159-1177, Jan. 2011. DOI. 10.1007/s11258-011-9895-1

MAGURRAN, Anne E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR ed. [S.l: s.n.], 2011.

MAGURRAN, Anne E; BRIAN, J. McGill. **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford University Press, [s.n.], 2011.

MANN, Henry B.; WHITNEY, Donald R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **The annals of mathematical statistics**, v.18, n.1, p. 50-60, Mar. 1947. DOI. 10.1214/aoms/1177730491

MARGALEF, Ramon. Information theory in ecology. **General Systems**, v. 3, p. 36–71, 1958.

MARTINS, Sebastião Venâncio. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012.

MENSAH, Sylvanus; DU TOIT, Ben; SEIFERT, Thomas. Diversity–biomass relationship across forest layers: implications for niche complementarity and selection effects. **Oecologia**, v. 187, p. 783-795, Apr. 2018. DOI. 10.1007/s00442-018-4144-0

MESIĆ KIŠ, Ivana. Comparison of Ordinary and Universal Kriging interpolation techniques on a depth variable (a case of linear spatial trend), case study of the Šandrovac Field. **Rudarsko-geološko-naftni zbornik**, v. 31, n. 2, p. 41-58, 2016. DOI. 10.17794/rgn.2016.2.4

MESQUITA, Rita CG *et al.* Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 528-537, Dec. 2001. DOI. 10.1046/j.1365-2745.2001.00583.x

METROPOLIS, Nicholas; ULAM, Stanislaw. The monte carlo method. **Journal of the American statistical association**, v. 44, n. 247, p. 335-341, Sep. 1949.

MILLER, Jennifer; FRANKLIN, Janet; ASPINALL, Richard. Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. **Ecological modelling**, v. 202, n. 3-4, p. 225-242, Apr. 2007. DOI. 10.1016/j.ecolmodel.2006.12.012

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO - MCTI. **3ª Comunicação nacional do brasil à convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima**. v.3, [S.l.: s.n.], 2016.

MITCHARD, Edward TA. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527-534, Jul. 2018. DOI. 10.1038/s41586-018-0300-2

MOLGORA, Juan M. ESCAMILLA; SEDDA, Luigi; ATKINSON, Peter M. Biospytial: spatial graph-based computing for ecological Big Data. **GigaScience**, v. 9, n. 5, p.1-25, May. 2020. DOI. 10.1093/gigascience/giaa039

MONTOYA, Francisco G. *et al.* A fast method for identifying worldwide scientific collaborations using the Scopus database. **Telematics and Informatics**, v. 35, n. 1, p. 168-185, Apr. 2018. DOI. 10.1016/j.tele.2017.10.010

MORISITA, Masaaki. Measuring of interspecific association and similarity between assemblages. **Mem Fac Sci Kyushu Univ Ser E Biol**, v. 3, p. 65-80, Jul. 1959.

NEBEL, Gustav *et al.* Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. **Forest ecology and Management**, v. 150, n. 1-2, p. 27-57, Sep. 2001. DOI. 10.1016/S0378-1127(00)00680-0

NEBEL, Gustav; DRAGSTED, Jens; VANCLAY, Jerome K. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests. **Forest ecology and Management**, v. 150, n. 1-2, p. 59-77, Sep. 2001. DOI. 10.1016/S0378-1127(00)00681-2

NICKERSON, Samuel *et al.* Forest loss is significantly higher near clustered small dams than single large dams per megawatt of hydroelectricity installed in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 8, p.1-15, Aug. 2022. DOI. 10.1088/1748-9326/ac8236

NING, Peng *et al.* Recent advances in the valorization of plant biomass. **Biotechnology for Biofuels**, v. 14, n. 1, p. 102, Apr. 2021. DOI. 10.1186/s13068-021-01949-3

NOGUEIRA, Euler Melo *et al.* Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. **Global change biology**, v. 21, n. 3, p. 1271-1292, Nov. 2015. DOI. 10.1111/gcb.12798

NOGUEIRA, Euler Melo *et al.* Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853-1867, Nov. 2008. DOI. 10.1016/j.foreco.2008.07.022

NOSS, Reed F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364, Dec. 1990. DOI. 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x

OBONYO, Ouko Amose; AGEVI, Humphrey; TSINGALIA, Mugatsia Harrison. Above-ground carbon stocks and its functional relationship with tree species diversity: the case of Kakamega and North Nandi Forests, Kenya. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 1-10, Nov. 2023. DOI. 10.1038/s41598-023-47871-6

OCHOA-QUINTERO, Jose Manuel *et al.* Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. **Conservation Biology**, v. 29, n. 2, p. 440-451, Jan. 2015. DOI. 10.1111/cobi.12446

ODUM, Eugene P.; BARRET, Gary W. **Fundamentos de Ecologia**. v.5. Editora Cengage, 2006 .

OKSANEN, J. *et al.* **vegan: Community Ecology Package**. Versão 2.6-4 (2022). Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 11 maio 2024.

OLIVEIRA NETO, Mário; ALVES, Livia de Freitas Navegantes; SCHWARTZ, Gustavo. Agroforestry systems associated with natural regeneration: alternatives practiced by

family-farmers of Tomé-Açu, Pará. **Sustainability in Debate**, v. 13, n. 1, p. 286-286, Apr. 2022. DOI. 10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40855

OLIVEIRA, J. C. *et al.* Floristic and structural status of forests in permanent preservation areas of Moju river basin, Amazon region. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n.4, p. 912-927, Oct./Dez. 2016. DOI. 10.1590/1519-6984.04415

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Modelling highly biodiverse areas in Brazil. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p.1-9, Apr. 2019. DOI. 10.1038/s41598-019-42881-9

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1232-1244, Sep. 2016. DOI. 10.1111/ddi.12489

OLIVER, Margaret A.; WEBSTER, Richard. Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. **International Journal of Geographical Information System**, v. 4, n. 3, p. 313-332. 1990. DOI. 10.1080/02693799008941549

OMETTO, Jean Pierre *et al.* A biomass map of the Brazilian Amazon from multisource remote sensing. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p.1-10, Sep. 2023. DOI. 10.1038/s41597-023-02575-4

PAN, Yude *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. **science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, Jul. 2011. DOI. 10.1126/science.120160

PARROTTA, John A.; KNOWLES, Oliver Henry; WUNDERLE JR, Joseph M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 21-42. 1997.

PAYANDEH, Bijan. Comparison of methods for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science**, v. 16, n. 3, p. 312-317, Dec. 1970. DOI. 10.1016/S0378-1127(97)00192-8

PEARSON, K. Notes on Regression and Inheritance in the Case of Two Parents. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 58, p. 240-242, Jan. 1895. DOI. 10.1098/rspl.1895.0041

PENG, Wanxi *et al.* The ongoing cut-down of the Amazon rainforest threatens the climate and requires global tree planting projects: A short review. **Environmental research**, v. 181, Nov. 2020. DOI. 10.1016/j.envres.2019.108887

PEREA-MORENO, Miguel-Angel; SAMERÓN-MANZANO, Esther; PEREA-MORENO, Alberto-Jesus. Biomass as renewable energy: Worldwide research trends. **Sustainability**, v. 11, n. 3, p. 1-19, Feb. 2019. DOI. 10.3390/su11030863

PERUZZI, Michele; DUNSON, David B. Spatial multivariate trees for big data Bayesian regression. **Journal of Machine Learning Research**, v. 23, n. 17, p. 1-40, Feb. 2022.

PIELOU, Evelyn C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of theoretical biology**, v. 13, p. 131-144, Dec. 1966. DOI. 10.1016/0022-5193(66)90013-0

PILLAY, Rajeev *et al.* Tropical forests are home to over half of the world's vertebrate species. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 20, n. 1, p. 10-15, Oct. 2022. DOI. 10.1002/fee.2420

POORTER, L. *et al.* Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314-1328, Sep. 2015. DOI. 10.1111/geb.12364

PRANCKUTĖ, Raminta. Web of Science (WoS) and Scopus: The titans of bibliographic information in today's academic world. **Publications**, v. 9, n. 1, p. 1-59, Mar. 2021. DOI. 10.3390/publications9010012

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 11 maio 2024.

RAMOS, De Andrade Yasmim *et al.* Structure and floristic composition in a dense ombrophilous forest area under forest management. **Floresta**, v. 49, n. 4, p.793-802, Out. /Dez. 2019. DOI. 10.5380/rf.v49 i4.59264

REDDY, C. Sudhakar. Remote sensing of biodiversity: what to measure and monitor from space to species?. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 10, p. 2617-2631, Jun. 2021. DOI. 10.1007/s10531-021-02216-5

REYDON, Bastiaan Philip. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. **Política Ambiental**, v. 8, p. 143-155, Jun. 2011.

RIBEIRO, Rafael Almeida *et al.* Topsoil application during the rehabilitation of a manganese tailing dam increases plant taxonomic, phylogenetic and functional diversity. **Journal of Environmental Management**, v. 227, p. 386-394, Dec. 2018. DOI. 10.1016/j.jenvman.2018.08.060

RIBEIRO, Renato Bezerra da Silva *et al.* Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, município de Placas, Pará, Brasil. **Revista Ceres**, v. 60, n.5, p. 610-620, Out. 2013. DOI. 10.1590/S0034-737X2013000500003

ROCHA, Karen Janones da *et al.* Effect of selective logging on floristic and structural composition in a forest fragment from Amazon Biome. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 39, n.2, p. 191-199, Jun. 2017. DOI. 10.4025/actasciagron.v39i2.32543

SAATCHI, Sassan S. *et al.* Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, May. 2011. DOI. 10.1073/pnas.1019576108

SAATCHI, Susan S. *et al.* Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global change biology**, v. 13, n. 4, p. 816-837, Jan. 2007. DOI. 10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x

SAHU, Biswabara *et al.* Deterministic and geostatistical models for predicting soil organic carbon in a 60 ha farm on Inceptisol in Varanasi, India. **Geoderma Regional**, v. 26, Sep. 2021. DOI. doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00413

SCOPUS. **Content Coverage Guide**. Disponível em: <<https://www.scopus.com/>>. Acesso em: 26 out. 2023.

SEKULIĆ, Aleksandar *et al.* Random forest spatial interpolation. **Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 1-29, May. 2020. DOI. 10.3390/rs12101687

SHANNON, Claude Elwood; WEAVER, Warren. **The mathematical theory of communication**. [S.l: s.n.], 1949.

SHARIFIFAR, Amin. Accuracy and uncertainty of geostatistical models versus machine learning for digital mapping of soil calcium and potassium. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 10, Sep. 2022. DOI:10.1007/s10661-022-10434-9

SHRESTHA, Durga L.; SOLOMATINE, Dimitri P. Machine learning approaches for estimation of prediction interval for the model output. **Neural networks**, v. 19, n. 2, p. 225-235, Mar. 2006. DOI. 10.1016/j.neunet.2006.01.012

SILVA, Camila Valéria de Jesus *et al.* Floristic and structure of an Amazonian primary forest and a chronosequence of secondary succession. **Acta Amazonica**, v. 46, n.2, p. 133-150, Apr./Jun. 2016. DOI. 10.1590/1809-4392201504341

SILVA, César de Oliveira Ferreira; MANZIONE, Rodrigo Lilla; OLIVEIRA, Stanley Robson de Medeiros. Exploring 20-year applications of geostatistics in precision agriculture in Brazil: what's next?. **Precision Agriculture**, v. 24, n. 6, p. 2293-2326, Jun. 2023. DOI. 10.1007/s11119-023-10041-9

SILVA, Larissa de Paula Viana Da *et al.* Fallow periods on a secondary forest with *Platonia insignis* Mart. in western Brazilian Amazon. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 10, p. 1688–1694, Oct. 2020.

SILVA, Simone Pereira da; FERREIRA, Evandro José Linhares; SANTOS, Lucélia Rodrigues. Fitossociologia e diversidade em fragmentos florestais com diferentes históricos de intervenção na Amazônia Ocidental. **Ciência Florestal**, v. 31, n.1, p. 233-251, Jan./Mar. 2021. DOI. 10.5902/1980509839027

SILVA, Thiago Cardoso *et al.* Non-Timber Forest Products in Brazil: a bibliometric and a state of the art review. **Sustainability**, v. 12, n. 17, p. 1-24, Sep. 2020. DOI. 10.3390/su12177151

SILVEIRA, Alan Bernardes da *et al.* Impact of plot size on tropical forest structure and diversity estimation. **Rev. biol. trop**, v.70, n.1, p.438-449, Jan./Dec. 2022. DOI. 10.15517/rev.biol.trop.2022.48640

SIMÕES, Margareth; FERRAZ, Rodrigo PD; ALVES, Andrei O. Assessing Ecosystem Integrity in the Brazilian Amazon Rainforest to Indicate Biodiversity Loss and Highlight Areas for Adaptation Policies. **Climate Change Adaptation in Latin America: Managing Vulnerability, Fostering Resilience**. p. 353-371, Jan. 2018. DOI. 10.1007/978-3-319-56946-8\_21

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688-688, Apr. 1949. DOI. 10.1038/163688a0

SINGH, Akath *et al.* Spatial assessment of soil organic carbon and physicochemical properties in a horticultural orchard at arid zone of India using geostatistical approaches. **Environmental monitoring and assessment**. v. 188, p. 1-19, Aug. 2016. DOI. 10.1007/s10661-016-5522-x

SORENSEN, Thorvald. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biologiske skrifter**, v. 5, p. 1-34.1948.

STAAL, Arie *et al.* Feedback between drought and deforestation in the Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 4, p. 1-10, Apr. 2020. DOI. 10.1088/1748-9326/ab738e

STROPP, Juliana *et al.* The ghosts of forests past and future: deforestation and botanical sampling in the Brazilian Amazon. **Ecography**, v. 43, n. 7, p. 979-989, Mar. 2020. DOI. 10.1111/ecog.05026

TORRES, Bolier *et al.* Structure and above ground biomass along an elevation small-scale gradient: case study in an Evergreen Andean Amazon forest, Ecuador. **Agroforestry Systems**, v. 94, p. 1235-1245, Aug. 2020. DOI. 10.1007/s10457-018-00342-8

TUOMISTO, Hanna *et al.* Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. **Journal of Ecology**, v.91, n.5, p. 743-756, Oct. 2003. DOI. 10.1046/j.1365-2745.2003.00802.x

VALE, Igor *et al.* Tree regeneration under different land-use mosaics in the Brazilian Amazon's "Arc of Deforestation". **Environmental management**, v. 56, p. 342-354, May. 2015. DOI. 10.1007/s00267-015-0500-6

VAN RAAN, A. F. *et al.* Advances in bibliometric analysis: research performance assessment and science mapping. **Bibliometrics Use and Abuse in the Review of Research Performance**, v. 87, p. 17-28, Aug. 2014.

VERA V, Roy R.; COTA-SÁNCHEZ, J. Hugo; GRIJALVA OLMEDO, Jorge E. Biodiversity, dynamics, and impact of chakras on the Ecuadorian Amazon. **Journal of plant ecology**, v. 12, n. 1, p. 34-44, Feb. 2019. DOI. 10.1093/jpe/rtx060

VIEIRA, Diego Dos Santos *et al.* Análise estrutural e uso múltiplo de espécies arbóreas em florestas manejadas no médio Vale do Rio Curuá-Una, Pará. **Floresta**, v. 45, n. 3, p.465-476, jul./set. 2015. DOI. 10.5380/rf.v45i3.35584

VIEIRA, Diego dos Santos *et al.* Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na comunidade Santo Antônio, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 1067-1074, Dez. 2014. DOI. 10.1590/1980-509820142404025

VIEIRA, Simone *et al.* Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. **Oecologia**, v. 140, p. 468-479, Jun. 2004. DOI. 10.1007/s00442-004-1598-z

VILELA, Thais *et al.* A better Amazon road network for people and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 13, p. 7095-7102, Mar. 2020. DOI. 10.1073/pnas.1910853117

VINHOTE, Eirie Gentil *et al.* Diversidade e similaridade de espécies da regeneração natural pós-exploração em floresta sob manejo comercial na Amazônia Central. **Ciência Florestal**, v. 30,n.4, p. 1116-1129, Oct./Dec. 2020. DOI. 10.5902/1980509841881

WALKER, Wayne S. *et al.* The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 6, p. 3015-3025, Jan. 2020. DOI. 10.1073/pnas.1913321117

WANG, Ran; GAMON, John A. Remote sensing of terrestrial plant biodiversity. **Remote Sensing of Environment**, v. 231, Sep. 2019. DOI. 10.1016/j.rse.2019.111218

WASEEM, Muhammad *et al.* Development and evaluation of an extended inverse distance weighting method for streamflow estimation at an ungauged site. **Hydrology Research**, v. 47, n. 2, p. 333-343, Apr. 2016. DOI. 10.2166/nh.2015.117

WHITTAKER, Robert H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2-3, p. 213-251, May. 1972. DOI. 10.2307/1218190

WICKHAM, H. *et al.* **dplyr: A Grammar of Data Manipulation**. Versão 1.1.4 (2023)a. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 11 maio 2024.

WICKHAM, H. *et al.* **ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics**. Versão 3.5.0 (2023)b. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2>. Acesso em: 11 maio 2024.

WITTMANN, Florian *et al.* Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334-1347, May. 2006. DOI. 10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x

WULF, Andrea. **A invenção da natureza: A vida e as descobertas de Alexander Von Humboldt**. 2. ed. [S.l: s.n.], 2019.

XAUD, Haron Abraham Magalhães; MARTINS, Flora da Silva Ramos Vieira; DOS SANTOS, João Roberto. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 97-106, Apr. 2013. DOI. 10.1016/j.foreco.2012.11.036

XIANG, Maiqi *et al.* Uncertainty assessment for the airborne nanoparticle collection efficiency of a TEM grid-equipped sampling system by Monte-Carlo calculation. **Advanced Powder Technology**, v. 32, n. 5, p. 1793-1801, May. 2021. DOI. 10.1016/j.apt.2021.03.033

XIE, Yusong *et al.* Exploring the spatial pattern of urban forest ecosystem services based on i-Tree eco and spatial interpolation: a case study of Kyoto City, Japan. **Environmental Management**, v. 72, n. 5, p. 991-1005, Jun. 2023. DOI. 10.1007/s00267-023-01847-4

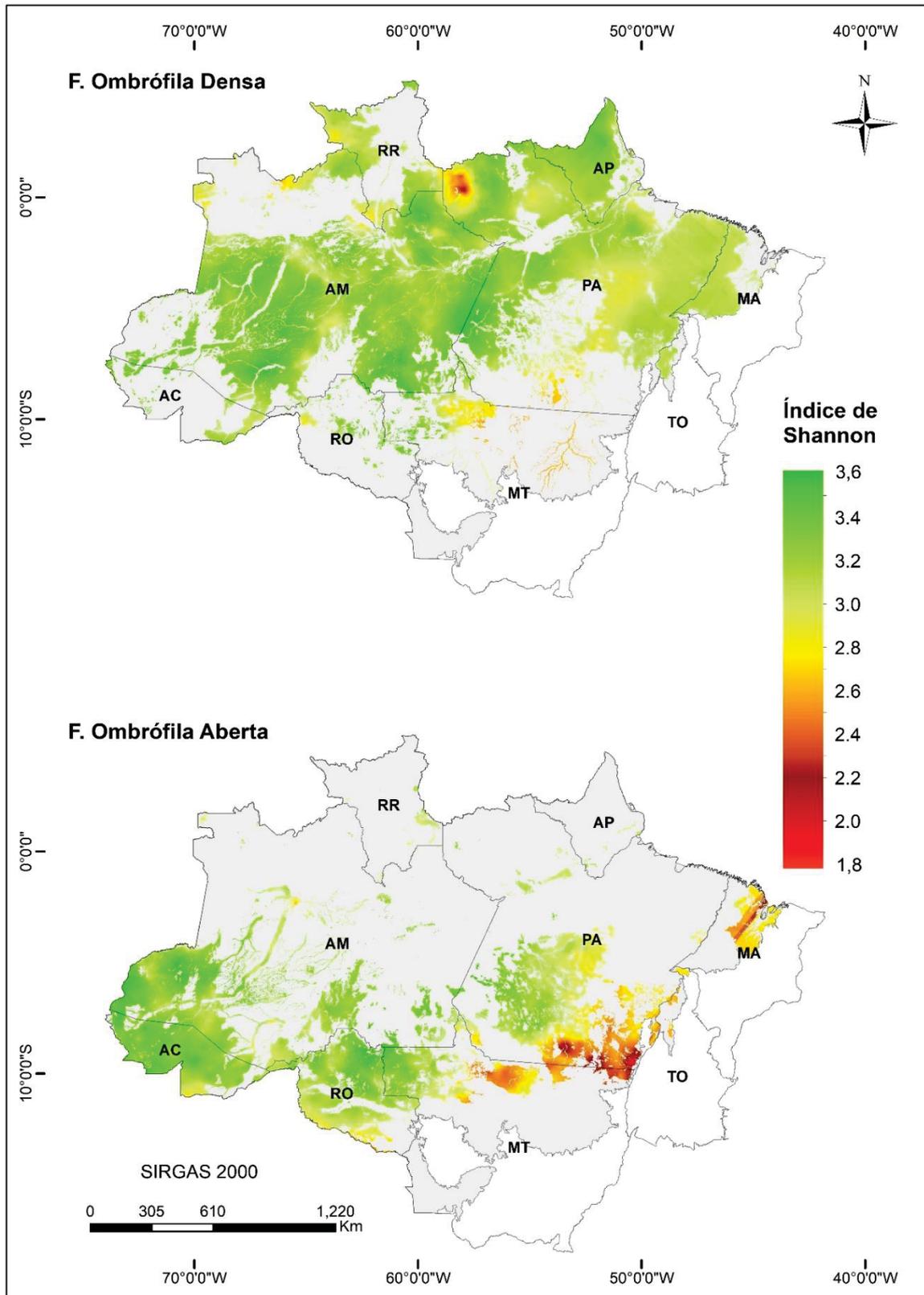
YAMAMOTO, Jorge Kazuo. An alternative measure of the reliability of ordinary kriging estimates. **Mathematical Geology**, v. 32, p. 489-509, May. 2000.

YAMAMOTO, Jorge Kazuo; LANDIM, Paulo M. Barbosa. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos ed, [s.n.], 2013.

ZUQUIM, Gabriela *et al.* Revealing floristic variation and map uncertainties for different plant groups in western Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 32, n. 5, p. 1-12, Sep. 2021. DOI. 10.1111/jvs.13081

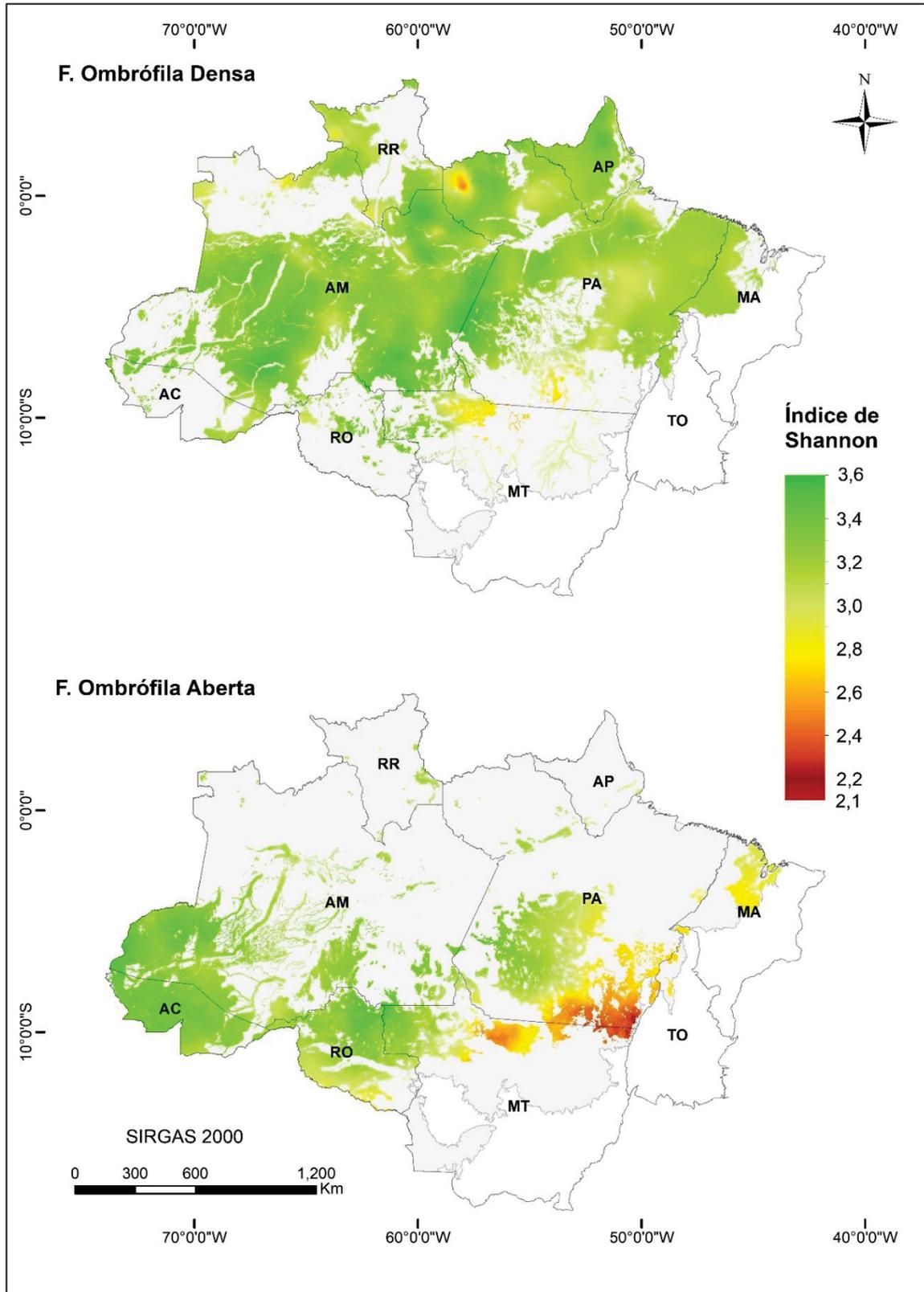
## APÊNDICE 1 – MAPAS ADICIONAIS

FIGURA A - INTERPOLAÇÃO DA DIVERSIDADE ARBÓREA PELO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER POR KRIGAGEM ORDINÁRIA NAS FITOFISIONOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA DENSA E ABERTA.



FONTE: A autora (2024).

Figura B - INTERPOLAÇÃO DA DIVERSIDADE ARBÓREA PELO ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER POR KRIGAGEM BAYESIANA EMPÍRICA NAS FITOFISNOMIAS FLORESTA OMBRÓFILA DENSA E ABERTA.



FONTE: A autora (2024).