



Uema
UNIVERSIDADE ESTADUAL
DO MARANHÃO

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
CENTRO DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
CURSO DE GEOGRAFIA LICENCIATURA/BACHARELADO**

ANA KATARINA DINIZ SANTOS

**BIOGEOGRAFIA DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM: A COMPOSIÇÃO
DA BIODIVERSIDADE ATRAVÉS DA ANÁLISE ESPACIAL E ESTATÍSTICA**

**São Luís - MA
2025**

CENTRO DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS – CECEN
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
CURSO DE GEOGRAFIA BACHARELADO

ANA KATARINA DINIZ SANTOS

**BIOGEOGRAFIA DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM: A COMPOSIÇÃO
DA BIODIVERSIDADE ATRAVÉS DA ANÁLISE ESPACIAL E ESTATÍSTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Geografia da Universidade
Estadual do Maranhão para o grau de
Bacharelado em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Jorge B. da S. Dias

São Luís - MA
2025

Santos, Ana Katarina Diniz

Biogeografia do centro de endemismo Belém: a composição da biodiversidade através da análise espacial e estatística. / Ana Katarina Diniz Santos. – São Luis, MA, 2025.

166 f

Monografia (Graduação em Geografia Licenciatura) - Universidade Estadual do Maranhão, 2025.

Orientador: Prof. Dr. . Luiz Jorge Bezerra da Silva Dias

1.Biogeografia. 2.Centro de Endemismo Belém. 3.Biodiversidade.
I.Título.

Elaborado por Cássia Diniz - CRB 13/910

ANA KATARINA DINIZ SANTOS

**BIOGEOGRAFIA DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM: A COMPOSIÇÃO
DA BIODIVERSIDADE ATRAVÉS DA ANÁLISE ESPACIAL E ESTATÍSTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Geografia da Universidade
Estadual do Maranhão para o grau de
Bacharelado em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Jorge B. da S. Dias

Aprovada em: 25 de junho de 2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **LUIZ JORGE BEZERRA DA SILVA DIAS**
Data: 15/07/2025 12:41:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientador
Prof. Dr. Luiz Jorge B. da S. Dias
Universidade Estadual do Maranhão (CECEN/DHG)

Documento assinado digitalmente
 **CAIO VINÍCIUS DE MIRA MENDES**
Data: 15/07/2025 19:12:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador 01
Prof. Dr. Caio Vinícius de Mira Mendes
Universidade Estadual do Maranhão (CECEN/DB)

Documento assinado digitalmente
 **ELZA RIBEIRO DOS SANTOS NETA**
Data: 15/07/2025 17:25:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador 02
Prof. Dra. Elza Ribeiro dos Santos Neta
Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (CCHSL)

Agradecimentos

Agradeço à minha companheira Thalia Pinheiro, por todo o cuidado, paciência e apoio nos momentos mais difíceis, estando sempre presente enquanto eu me dedicava aos estudos. Ao meu professor e orientador, Luiz Jorge B. da S. Dias, pela orientação atenciosa, pelas oportunidades oferecidas e, principalmente, pela confiança depositada em mim para desenvolver este trabalho. À minha avó, pelo suporte financeiro e por me apoiar em cada passo com carinho e incentivo. E a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma, mesmo que não estejam citadas aqui, deixo também o meu sincero agradecimento.

Resumo

O Centro de Endemismo Belém (CEB), unidade biogeográfica situada na porção oriental da Amazônia, constitui um território marcado por elevada biodiversidade e intenso processo de fragmentação ambiental. Este relatório apresenta uma análise integrada da composição faunística e florística do CEB com base em dados secundários de ocorrência, utilizando métodos estatísticos e cartográficos para avaliar padrões de riqueza, abundância, equitabilidade e similaridade entre parcelas. A investigação contemplou grupos representativos dos filos Chordata e Arthropoda, bem como das divisões do reino Plantae, totalizando milhares de registros distribuídos em diferentes usos e coberturas do solo. Os resultados revelaram elevada diversidade nas capitais Belém e São Luís, nas reentrâncias do Pará e em porções florestais conectadas do noroeste do território, além de áreas com potencial conservacionista nas zonas de transição entre a APA da Baixada Maranhense e o Mosaico Gurupi. A análise da similaridade por meio do índice de Sørensen-Dice indicou a existência de agrupamentos florístico-faunísticos coesos em ambientes florestais, alagáveis e costeiros, sugerindo conectividade ecológica. A partir da abordagem sistêmica da paisagem e de fundamentos da ecologia da paisagem, os resultados foram interpretados como expressões do funcionamento territorial da biodiversidade, condicionado por fatores abióticos e pelas pressões antrópicas. Conclui-se que a conservação da diversidade no CEB demanda estratégias territoriais que integrem remanescentes, corredores ecológicos e políticas públicas voltadas à mitigação da fragmentação e ampliação do esforço de monitoramento em áreas pouco estudadas.

Palavras-chave: Biogeografia; Centro de Endemismo Belém; Biodiversidade.

Abstract

The Belém Endemism Center (CEB), a biogeographical unit located in the eastern Amazon, is a territory characterized by high biodiversity and intense environmental fragmentation. This report presents an integrated analysis of the faunal and floral composition of the CEB based on secondary occurrence data, using statistical and cartographic methods to assess patterns of species richness, abundance, evenness, and similarity among sampling plots. The study encompassed representative groups of the phyla Chordata and Arthropoda, as well as divisions of the kingdom Plantae, totaling thousands of records distributed across various land uses and cover types. The results revealed high biodiversity in the capitals Belém and São Luís, in the reentrants of Pará, and in connected forested areas in the northwest of the territory, in addition to conservation potential in transitional zones between the Baixada Maranhense Environmental Protection Area and the Gurupi Mosaic. The similarity analysis using the Sørensen-Dice index indicated cohesive floristic-faunistic groupings in forested, floodable, and coastal environments, suggesting ecological connectivity. Based on the systemic approach to landscape and core principles of landscape ecology, the results were interpreted as expressions of the territorial functioning of biodiversity, shaped by abiotic factors and anthropogenic pressures. It is concluded that conserving biodiversity in the CEB requires territorial strategies that integrate remnant vegetation, ecological corridors, and public policies aimed at mitigating fragmentation and expanding monitoring efforts in understudied areas.

Keywords: Biogeography; Belém Endemism Center; Biodiversity

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Gráficos

Gráfico 1 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Chelicerata	62
Gráfico 2 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Chelicerata	63
Gráfico 3 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Myriapoda	67
Gráfico 4 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Myriapoda	67
Gráfico 5 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Crustacea	72
Gráfico 6 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Crustacea	72
Gráfico 7 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Hexapoda	77
Gráfico 8 - Estimativa de Riqueza de Espécies de Hexapoda	77
Gráfico 9 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Pisces	83
Gráfico 10 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Pisces	83
Gráfico 11 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Amphibia	88
Gráfico 12 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Amphibia	89
Gráfico 13 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Reptilia	94
Gráfico 14 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Reptilia	94
Gráfico 15 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Aves	99
Gráfico 16 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Aves	99
Gráfico 17 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Mammalia	104
Gráfico 18 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Mammalia	104
Gráfico 19 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Bryophyta	109
Gráfico 20 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Bryophyta	109
Gráfico 21 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Monilophyta	115
Gráfico 22 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Monilophyta	115
Gráfico 23 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Lycopodiophyta	120
Gráfico 24 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Lycopodiophyta	120
Gráfico 25 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Gimnospermae	124
Gráfico 26 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Gimnospermae	124
Gráfico 27 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Magnoliophyta	129
Gráfico 28 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Magnoliophyta	129

Tabelas

Tabela 1 – <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Chelicerata	60
Tabela 2 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Chelicerata	61
Tabela 3 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Chelicerata	61
Tabela 4 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Chelicerata	61
Tabela 5 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Myriapoda	66
Tabela 6 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Myriapoda	66
Tabela 7 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Myriapoda	66
Tabela 8 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Myriapoda	66
Tabela 9 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Crustacea	70
Tabela 10 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Crustacea	70
Tabela 11 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Crustacea	71

Tabela 12 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Crustacea	71
Tabela 13 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Hexapoda	75
Tabela 14 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Hexapoda	75
Tabela 15 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Hexapoda	75
Tabela 16 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Hexapoda	76
Tabela 17 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Pisces	81
Tabela 18 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Pisces	81
Tabela 19 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Pisces	81
Tabela 20 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Pisces	82
Tabela 21 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Amphibia	86
Tabela 22 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Amphibia	87
Tabela 23 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Amphibia	87
Tabela 24 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Amphibia	87
Tabela 25 - <i>Ranking</i> de Abundância por Famílias de Reptilia	92
Tabela 26 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Reptilia	92
Tabela 27 - <i>Ranking</i> Riqueza por Família de Reptilia	93
Tabela 28 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Reptilia	93
Tabela 29 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Aves	97
Tabela 30 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Aves	97
Tabela 31 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Aves	97
Tabela 32 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Aves	98
Tabela 33 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Mammalia	102
Tabela 34 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Mammalia	102
Tabela 35 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Mammalia	102
Tabela 36 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Mammalia	102
Tabela 37 - <i>Ranking</i> de Abundância por Famílias de Bryophyta	107
Tabela 38 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Bryophyta	107
Tabela 39 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Bryophyta	107
Tabela 40 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Bryophyta	108
Tabela 41 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Monilophyta	113
Tabela 42 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Monilophyta	113
Tabela 43 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Monilophyta	113
Tabela 44 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Monilophyta	114
Tabela 45 - <i>Ranking</i> de Abundância Por Família de Lycopodiophyta	118
Tabela 46 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Lycopodiophyta	118
Tabela 47 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Lycopodiophyta	119
Tabela 48 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Lycopodiophyta	119
Tabela 49 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Gimnospermae	123
Tabela 50 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Gimnospermae	123
Tabela 51 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Gimnospermae	123
Tabela 52 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Gimnospermae	123
Tabela 53 - <i>Ranking</i> de Abundância por Família de Magnoliophyta	127
Tabela 54 - <i>Ranking</i> de Abundância por Gênero de Magnoliophyta	127
Tabela 55 - <i>Ranking</i> de Riqueza por Família de Magnoliophyta	128
Tabela 56 - <i>Ranking</i> de Abundância por Espécie de Magnoliophyta	128

Mapas

Mapa 1 – Localização do Centro de Endemismo Belém	21
Mapa 2 – Unidades Amostrais sobre Uso e Cobertura da Terra no CEB (2023)	54
Mapa 3 - Densidade de Ocorrência de Chelicerata no CEB (1800-2025)	64
Mapa 4 - Densidade de Ocorrência de Myriapoda no CEB (1800-2025)	68
Mapa 5 - Densidade de Ocorrência de Crustacea no CEB (1800-2025)	73
Mapa 6 - Densidade de Ocorrência de Hexapoda no CEB (1800-2025)	78
Mapa 7 – Densidade de Ocorrência de Pisces no CEB (1800-2025)	84
Mapa 8 – Densidade de Ocorrência de Amphibia no CEB (1800-2025)	90
Mapa 9 – Densidade de Ocorrência de Reptilia no CEB (1800-2025)	95
Mapa 10 – Densidade de Ocorrência de Aves no CEB (1800-2025)	100
Mapa 11 – Densidade de Ocorrência de Mammalia no CEB (1800-2025)	105
Mapa 12 – Densidade de Ocorrência de Bryophyta no CEB (1800-2025)	110
Mapa 13 – Densidade de Ocorrência de Monilophyta no CEB (1800-2025)	116
Mapa 14 – Densidade de Ocorrência de Lycopodiophyta no CEB (1800-2025)	121
Mapa 15 – Densidade de Ocorrência de Gimnospermae no CEB (1800-2025)	125
Mapa 16 – Densidade de Ocorrência de Magnoliophyta no CEB (1800-2025)	130

Sumário

1 Introdução.....	13
1.1 Caracterização da Área de Estudo	18
1.2 Revisão Bibliográfica.....	22
1.2.1 Classificação dos seres vivos.....	22
1.2.2 História e Princípios da Biogeografia	35
1.2.3 Aportes teóricos sobre a evolução biogeográfica da Amazônia	40
2 OBJETIVOS	45
2.1 Geral	45
2.2 Específicos.....	45
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	46
3.1 Etapas da pesquisa.....	47
3.1.1 Levantamento Bibliográfico e Obtenção de Dados de Ocorrência.....	47
3.1.2 Elaboração de mapas de densidade de registros	48
3.1.3 Aplicação de índices de diversidade ecológica	50
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	59
4.1 Composição Faunística do Centro de Endemismo Belém: padrões espaciais e estatísticos.....	59
4.1.1 Arthropoda	59
4.1.2 Chordata	79
4.2 Composição Florística do Centro de Endemismo Belém: padrões espaciais e estatísticos.....	105
4.2.1 Bryophyta	105
4.2.2 Monilophyta	111
4.2.3 Lycopodiophyta.....	117
4.2.4 Gimnospermae.....	121
4.2.5 Magnoliophyta.....	125
4.3 Interpretações Sistêmicas da Diversidade Biológica no CEB	131
CONCLUSÃO	142
Referencias Bibliográficas.....	144
Apêndices	151
Apêndice A – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Chelicerata	152
Apêndice B – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Myriapoda	153
Apêndice C – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Crustacea	154
Apêndice D – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Hexapoda	155
Apêndice E – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Pisces.....	156
Apêndice F – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Amphibia	157

Apêndice G – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Reptilia	158
Apêndice H – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Aves.....	159
Apêndice I – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Mammalia.....	160
Apêndice J – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Bryophyta	161
Apêndice K – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Monilophyta	162
Apêndice L – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Lycopodiophyta	163
Apêndice M – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Gimnospermae...	164
Apêndice N – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Magnoliophyta	165

1 Introdução

A seguinte produção trata-se de um estudo biogeográfico voltado à porção oriental do bioma Amazônia, especificamente à ecorregião denominada Centro de Endemismo Belém. Considerando colaborações como as de Ayoade (2004) e Bertrand (2004) sobre as inter-relações entre solo, clima, relevo e biota para compreender a distribuição dos organismos, assume-se aqui o caráter sistêmico da Biogeografia e sua relevância para a compreensão da biodiversidade em função das condições paisagísticas em um recorte empírico alvo da fragmentação exacerbada de habitats pelas pressões antrópicas (Dias *et al.* 2023).

A Amazônia Oriental concentra alguns dos mais graves indicadores de degradação ambiental do bioma, a conversão de mosaicos heterogêneos diversos em paisagens homogêneas, resultado de um processo histórico de ocupação territorial desarticulado, intensificada por políticas desenvolvimentistas que promoveram a abertura de frentes agropecuárias e a instalação de grandes empreendimentos sem planejamento integrado. No epicentro dessa transformação está o Centro de Endemismo Belém (CEB), área reconhecida por sua alta diversidade biológica e elevado grau de endemismo (Silva; Rylands; Fonseca, 2005).

Dessa forma, parte-se do pressuposto de que a dinâmica paisagística que incide sobre o CEB se estrutura no que pode ser segmentado em três dimensões inter-relacionadas e centrais à análise das fragilidades ambientais dessa ecorregião: evidentemente, a ocupação desordenada e historicamente concentrada na porção oriental da Amazônia; as impressões ecológica e biogeográfica dessa área para o entendimento dos padrões de distribuição da biodiversidade; e a escassez de estudos de base sistemática que integrem análise espacial e conservação biológica voltadas a esse recorte.

O CEB é justamente a área de endemismo mais vulnerável de toda a Amazônia brasileira, tendo perdido cerca de 80% de sua cobertura florestal original, hoje representada por fragmentos cada vez menores e mais isolados (Almeida; Vieira, 2010). A complexidade paisagística dessa região não pode ser compreendida a partir de uma leitura homogênea da degradação, mas sim sistêmica: é preciso considerar os atravessamentos históricos da ocupação humana, o papel ecológico desempenhado pelos remanescentes florestais no

equilíbrio dos ecossistemas e, além disso, a ausência de levantamentos consistentes que articulem biodiversidade, estatística e espaço geográfico (Santos, *et. al.* 2024).

Diante desse cenário, os estudos biogeográficos tornam-se estratégicos não apenas para mapear e quantificar a biodiversidade que resiste, mas para construir referências qualitativas que corroboram com o entendimento da interação sistêmica dos elementos que compõem paisagem do Centro de Endemismo Belém.

A compreensão da fragmentação ecológica na Amazônia Oriental exige o resgate do processo histórico que estruturou a ocupação desse território. Diferente de outras porções da floresta amazônica, o Centro de Endemismo Belém (CEB) foi incorporado muito precocemente à lógica produtiva nacional. Ainda no século XVII, com a implantação da capitania do Grão-Pará e posterior expansão da atividade colonial, registraram-se os primeiros focos de extração madeireira e agrícola no leste do atual Pará. Contudo, foi a partir da segunda metade do século XX que a pressão antrópica sobre o CEB assumiu uma configuração crítica, marcada pela implementação de políticas estatais voltadas à interiorização do desenvolvimento e à integração da região Norte ao restante do país (Almeida; Vieira, 2010).

Nesse contexto, os planos de colonização rural, a instalação de assentamentos, a abertura de rodovias como a Transamazônica e a intensificação das atividades agropecuárias configuraram uma ocupação territorial profundamente desordenada, com baixo grau de articulação entre variáveis ambientais, sociais e econômicas.

Ab'Saber (2004), ao analisar esse movimento de expansão, criticou a ausência de uma leitura ecológica do território, destacando que as frentes de ocupação na Amazônia não obedeceram a critérios de sustentabilidade, mas sim a impulsos setoriais imediatistas que desprezaram a fragilidade dos ecossistemas locais (Ab'saber, 2004). A ocupação fundiária foi acompanhada de acelerado desmatamento e expansão de monoculturas – especialmente de soja e dendê –, além do avanço da pecuária extensiva, consolidando uma matriz territorial que marginaliza áreas de vegetação nativa.

Como observa Almeida et.al (2014), mesmo os remanescentes florestais considerados prioritários para a conservação foram submetidos a ocupações

não planejadas, desconsiderando seu papel estratégico na regulação climática, no equilíbrio hidrológico e na manutenção da biodiversidade local (Almeida, et.al, 2014).

Essa trajetória reforça a particularidade do CEB como zona crítica, onde o desmatamento não é apenas recente ou pontual, mas acumulativo e estrutural. A fragmentação atual é, portanto, a expressão espacial de uma ocupação historicamente excludente e ecologicamente disfuncional, que consolidou formas de uso do solo incompatíveis com a resiliência dos ecossistemas amazônicos. Assim, o CEB materializa os efeitos da desestruturação paisagística amazônica, não apenas em termos de perda de cobertura vegetal, mas de comprometimento das bases biofísicas e geográficas necessárias à manutenção da diversidade biológica.

A análise biogeográfica, nesse sentido, contribui para evidenciar como a distribuição das espécies, os padrões de endemismo e os vazios de conservação estão diretamente vinculados à trajetória de uso do solo. A fragmentação, portanto, não deve ser tratada apenas como um efeito ambiental isolado, mas como parte integrante de um sistema e, consequentemente, fator de influência sobre os padrões da biodiversidade.

A Amazônia Oriental representa um verdadeiro mosaico ecológico de notável relevância biogeográfica, sustentando interfaces entre diversos ecossistemas, desde florestas densas até áreas de transição como Cerrado e formações costeiras, o que enriquece sua composição florística e faunística (Malhado et al., 2013). Essa heterogeneidade espacial promove condições exclusivas de especiação e refúgio, em um processo ainda ativo de diferenciação evolutiva local, apoiado por modelos ecológicos como o de refúgios do Pleistoceno, ainda que revistos, mas relevantes para explicar tais padrões (Bennet & Provan, 2008; Haffer, 2004).

Apesar disso, essa porção da Amazônia é muitas vezes negligenciada em relação ao bioma Ocidental, onde se concentram grandes programas de conservação e pesquisas. A consequência é um déficit metodológico e epistemológico: a redução de inventários sistemáticos, classificações florísticas e mapeamentos de endemismos no CEB, lacunas que comprometem o entendimento pleno sobre sua biodiversidade (Malhado et al., 2013).

O Centro de Endemismo Belém (CEB) é reconhecido como uma das oito principais áreas de endemismo na Amazônia, delimitado por instituições como Conservation International a partir da sobreposição de distribuições restritas de espécies arbóreas e de vertebrados (Silva; Rylands; Fonseca, 2005). Essa zona abrange aproximadamente 243.000 km², incluindo porções do leste do Pará, oeste do Maranhão e norte do Tocantins, sendo a menor e mais pressionada dentre os centros amazônicos (Reydon; Fernandes; Siqueira, 2018). O critério para sua delimitação baseia-se na congruência geográfica de táxons endêmicos, configurando o CEB como um “arquipélago biogeográfico” de fragmentos florestais ricos em espécies únicas.

Essa característica isenta de elevado grau de endemismo se reforça por meio de levantamentos faunísticos e florísticos: por exemplo, um inventário de ornitofauna registrou 441 espécies de aves entre 1998 e 2009 somente em fragmentos do CEB, com pelo menos 14 espécies ameaçadas, revelando não apenas diversidade, mas também rarefação e vulnerabilidade local (Carneiro; Schunk; Silva, 2011).

Além disso, estudos de euglossíneos (abelhas-orquídeas) apontam para uma comunidade rica, porém mal distribuída em função da fragmentação e do viés de coleta histórico da área (Brito *et. al.*, 2019). Esses dados reforçam que o CEB abriga, em sua configuração atual, um conjunto relevante de espécies restritas, o que justifica sua classificação enquanto área de endemismo funcional.

Apesar da matriz ecofisiológica ainda oferecer condições para a manutenção de espécies restritas a intensa degradação acelera a perda dessas populações endêmicas. Como aponta Mendes *et. al.* (2024) em um estudo recente sobre ecodinâmica no CEB, fatores geomorfológicos diversos (como variações de relevo e hidrologia) condicionam nichos ecológicos únicos, mas esses ambientes estão ameaçados pela conversão de vegetação para pastagem e monocultura de grãos. Tal cenário evidencia que a identificação do CEB como área de endemismo deve ultrapassar o status formal para ser interpretada como urgência biogeográfica, isto é, um *locus* de pesquisa e conservação que demanda ação imediata.

A Biogeografia, enquanto disciplina autônoma voltada à compreensão dos padrões espaciais da biodiversidade, oferece bases conceituais essenciais para

a caracterização da diversidade em áreas ecologicamente frágeis como o Centro de Endemismo Belém (CEB). Como destaca Carvalho (2009), o espaço, o tempo e a forma constituem os três pilares fundamentais da biodiversidade.

O espaço representa o local de ocorrência dos organismos; o tempo refere-se ao período de sua existência; e a forma diz respeito à variação dos atributos dos seres vivos, possibilitando a análise de suas semelhanças e diferenças. Essa perspectiva reforça a necessidade de abordagens que considerem simultaneamente as dimensões ecológicas e evolutivas das comunidades biológicas.

Nesse contexto, a análise da distribuição, abundância e riqueza de espécies torna-se ferramenta central da abordagem biogeográfica, especialmente em regiões onde o processo de fragmentação acentuado impõe limitações ao esforço amostral. Técnicas estatísticas não paramétricas são particularmente indicadas nesse cenário por não dependerem de pressupostos de normalidade ou homogeneidade na variância dos dados, o que as torna robustas para análises ecológicas com dados de ocorrência, mesmo que incompletos ou assimétricos (Magurran, 2004).

Entre os principais índices utilizados destacam-se: o índice de Shannon-Wiener, que combina riqueza e abundância relativa, fornecendo uma medida de diversidade ecológica ponderada; a equitabilidade de Pielou, que expressa o grau de uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies; e o índice de Sørensen-Dice, que mede a similaridade entre comunidades com base na presença e ausência de espécies, sendo fundamental para avaliar a conectividade entre fragmentos florestais. Esses índices têm sido aplicados com sucesso em diferentes contextos da Amazônia para caracterizar a diversidade local e regional, inclusive em situações de cobertura fragmentada ou uso intensivo do solo (Dias et al., 2023).

Aplicados ao CEB, esses indicadores permitirão: (i) comparar remanescentes florestais quanto à sua diversidade interna; (ii) detectar padrões de substituição ou persistência de espécies entre diferentes unidades espaciais; e (iii) subsidiar a identificação de áreas prioritárias para conservação com base em critérios estatísticos objetivos. A associação entre ferramentas biogeográficas e métricas não paramétricas reforça, assim, o caráter científico e

aplicado da pesquisa, consolidando sua contribuição para a compreensão da biodiversidade na Amazônia Oriental.

Diante desse cenário, a pesquisa proposta assume um papel estratégico. Ao aplicar métodos de análise espacial e estatística à caracterização da biodiversidade vegetal no CEB, busca-se não apenas compreender a distribuição atual das espécies, mas também contribuir para a construção de uma base empírica que subsidie ações de gestão territorial e conservação ambiental.

Assim, diante de um contexto marcado pela fragmentação dos ecossistemas, pela pressão agropecuária e pela escassez de dados estruturados, torna-se evidente a urgência de estudos que revelem as singularidades biogeográficas do CEB. Esta pesquisa se inscreve nesse esforço, não apenas pela relevância científica que carrega, mas sobretudo pela possibilidade de contribuir para a visibilidade e proteção de um dos territórios mais ameaçados da floresta amazônica.

1.1 Caracterização da Área de Estudo

O Centro de Endemismo Belém (CEB) está localizado na porção oriental da Amazônia e se destaca como o menor dos centros de endemismo. Suas delimitações geográficas abrangem desde a região leste do estado do Pará, seguindo o curso do Rio Tocantins, até a porção ocidental do Maranhão, ao longo das margens do Rio Pindaré. Segundo Almeida e Vieira (2010), sua extensão territorial corresponde a aproximadamente 243.000 km². O clima predominante está classificado na categoria A (tropical úmido) do sistema de classificação climática de Köppen, com elevações variando entre 200 e 300 metros. A paisagem inclui sedimentos pertencentes às formações Barreira e Itapicuru, conforme descrito por Almeida e Vieira (2010).

A diversidade geomorfológica da porção paraense do Centro de Endemismo Belém compreende ambientes como a Planície Costeira, a Planície Amazônica, os Tabuleiros da Zona Bragantina, a Superfície do Rio Gurupi, os Baixos Platôs da Bacia do Parnaíba e a Depressão do Baixo Tocantins-Araguaia. No território maranhense, ocorrem unidades como o Litoral das Reentrâncias Maranhenses, o Golfão Maranhense e a Baixada Maranhense, além da

Superfície Sublitorânea de Bacabal, das Superfícies Aplainadas do Noroeste do Maranhão, dos Tabuleiros de São Luís e Alcântara-Guimarães, da Depressão do Médio Vale do Rio Tocantins e do Planalto Dissecado Gurupi-Grajaú, de acordo com a CPRM (2013).

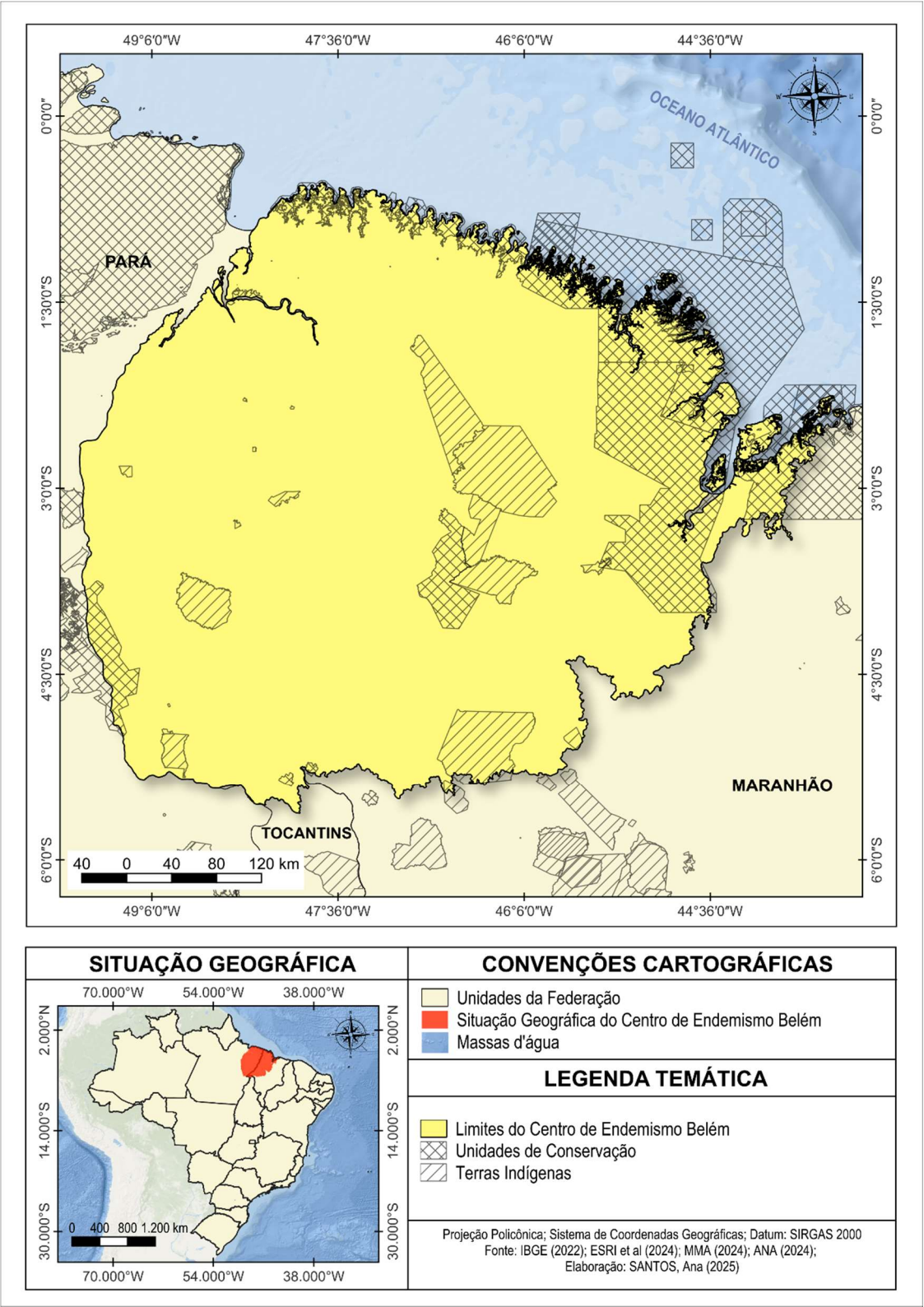
No que tange à geomorfologia, as áreas de planaltos rebaixados na Amazônia apresentam pouca expressividade em termos de declividades acentuadas e escarpas, possivelmente como consequência dos processos de pedimentação associados à dinâmica morfogenética da floresta densa, conforme o IDESP (1995). O IBGE (1992) indica que o Latossolo Amarelo predomina na região, caracterizando-se por um perfil profundo, baixa fertilidade natural e reduzida saturação de bases, apresentando horizonte A ócrico e horizonte B óxico (apud Almeida; Vieira, 2010).

No início do século XX, a paisagem era dominada por florestas exuberantes, perenes e de grande porte (Vieira et al., 2007 apud Almeida e Vieira, 2010). Contudo, as alterações ambientais subsequentes podem ser atribuídas a fatores históricos, econômicos e geográficos, influenciados pela ação antrópica. Entre os eventos que contribuíram para a transformação da paisagem, destacam-se a colonização da região Bragantina, no Pará, e a implantação das rodovias Belém-Brasília e Pará-Maranhão (Almeida e Vieira, 2010).

A proposta de delimitação realizada por Almeida et al. (2014) baseia-se na aplicação de um método de classificação supervisionada de uso e cobertura do solo, utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Esse estudo abrange uma extensa área de Floresta Ombrófila, cuja composição botânica e características espectrais se assemelham às florestas situadas a leste do perímetro inicialmente proposto pela Conservation International. Essa abordagem amplia a perspectiva de pesquisadores anteriores, como Leandro Tocantins (1952), que enfatizou o papel determinante dos rios na dinâmica amazônica. Para Tocantins, a vida na região é profundamente influenciada pelos grandes cursos d'água, cujos ciclos anuais afetam direta ou indiretamente tanto as populações humanas quanto a biodiversidade local. Espécies vegetais e animais têm suas distribuições modeladas positivamente ou negativamente pela presença e dinâmica dos rios (Pinheiro, 2020).

Para os propósitos desta pesquisa, adota-se a configuração cartográfica delineada por Dias et al. (2023), que incorpora informações atualizadas em relação às hipóteses biogeográficas anteriormente mencionadas. Os dados provêm dos documentos do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) dos Estados do Maranhão e Tocantins, contemplando os limites do Bioma Amazônia no oeste maranhense e no extremo norte tocaninense. O recorte adotado soma uma área de 247.635,44 km².

Mapa 1 – Localização do Centro de Endemismo Belém



Fonte: Elaboração própria, 2025

O levantamento faunístico do ZEE-MA ressalta a diversidade biológica da Amazônia Maranhense e sugere que os rios não funcionam necessariamente

como barreiras biogeográficas, em virtude do caráter ecotonal do Centro de Endemismo Belém. Essa dinâmica é evidenciada pela homogeneização no uso da terra e pela forte distinção entre os biomas Cerrado e Amazônia, atribuída à ocorrência de elementos morfoestruturais próprios da região.

1.2 Revisão Bibliográfica

1.2.1 Classificação dos seres vivos

Carl von Linné, em 1735, estruturou seu sistema de classificação em grupos hierárquicos. Essa hierarquia permitia que os organismos fossem agrupados com base em semelhanças observáveis, facilitando a identificação e a organização do conhecimento botânico. A divisão primária de seu sistema instituiu os gêneros, ordens e classes, enquanto a divisão secundária estabeleceu as espécies e variações dentro desses grupos (Prestes *et al.*, 2009, p. 113). Esse modelo permitiu uma maior precisão na classificação e um método sistemático para lidar com a crescente diversidade de plantas conhecidas na época.

Seguindo um princípio já observado anteriormente em ideias de outros cientistas, Lineu adotou os órgãos reprodutivos das plantas, especialmente as flores, como base para sua classificação. No *Systema Naturae* (1735), ele estruturou a classificação das plantas em 24 classes, baseadas no número e disposição dos estames e pistilos. Ele definia as classes pelo número, proporção e posição dos estames, e as subdivisões eram determinadas pelo número de estigmas e formato do pistilo. A adoção desse critério gerou objeções morais entre acadêmicos e o público culto da época, no entanto, sua abordagem simplificava a classificação e facilitava o reconhecimento das espécies, contribuindo para a aceitação gradual de seu sistema (Prestes *et al.*, 2009, p. 108-110).

Lineu não apenas propôs um sistema de classificação, mas também padronizou a forma de descrever e nomear os organismos. Em *Fundamentos da Botânica* (1736), ele estabeleceu regras rígidas para a nomenclatura científica, como a exigência de que os nomes dos gêneros fossem formados por um único termo fixo, de raiz grega ou latina, e sem diminutivos ou adjetivos poéticos. Ele organizou a descrição das plantas em um modelo que posteriormente culminou

na adoção da nomenclatura binomial em *Species Plantarum* (1753), na qual cada espécie passou a ser identificada por um nome de dois termos fixos: o primeiro referente ao gênero e o segundo à espécie (Prestes et al., 2009, p. 115). Essa abordagem eliminou as descrições longas e variáveis, tornando a classificação mais prática e universal.

Os princípios estabelecidos por Lineu forneceram uma base sólida para a taxonomia, unificando o estudo das plantas em um sistema coerente de classificação, descrição e nomenclatura. Embora seu sistema tenha sido posteriormente aperfeiçoado, seu impacto na sistemática vegetal foi duradouro e fundamental para o desenvolvimento da biologia moderna (Prestes *et al.*, 2009, p. 135).

O principal objetivo da Taxonomia Vegetal é estruturar a vasta diversidade de plantas em um sistema filogenético, considerando suas relações evolutivas com base em características morfológicas e genéticas. Cronquist (1988, *apud* Martins-da-Silva et al., 2014) afirma que essa organização permite não apenas a identificação correta das espécies, mas também fornece subsídios para estudos de biodiversidade, conservação e manejo sustentável dos ecossistemas. A sistemática vegetal também desempenha um papel essencial na compreensão da evolução das plantas, auxiliando na formulação de hipóteses sobre sua origem e diversificação ao longo do tempo (Lawrence, 1956, *apud* Martins-da-Silva et al., 2014).

Observada sua história, pode-se afirmar que a Taxonomia passou por diversas fases. Os primeiros sistemas classificavam as plantas apenas pelo seu hábito de crescimento (Theophrastus, 370 a.C., *apud* Martins-Da-Silva et al., 2014). No século XVII, surgiram os sistemas artificiais, como o de Lineu, que organizava as espécies com base em um número reduzido de características morfológicas. No século XVIII, os sistemas naturais (Jussieu, 1789; De Candolle, 1813, *apud* Martins-da-Silva et al., 2014) passaram a considerar um conjunto mais amplo de atributos, estabelecendo relações mais precisas entre os táxons. Com os avanços da biologia evolutiva e da genética, os sistemas filogenéticos (Martins-da-Silva et al., 2014) tornaram-se predominantes, incorporando evidências moleculares para reconstruir as relações evolutivas entre as plantas. Dessa forma, a Taxonomia Vegetal continua a evoluir, acompanhando os

avanços científicos e desempenhando um papel essencial na organização do conhecimento botânico e na preservação da biodiversidade.

As briófitas são um grupo de plantas terrestres avasculares que compreendem três divisões: Bryophyta (musgos), Marchantiophyta (hepáticas) e Anthocerotophyta (antóceros). Essas plantas são caracterizadas pela predominância da fase gametofítica (haploide) sobre a fase esporofítica (diploide) e pela dependência da água para a reprodução (Santos; Della, 2018, p. 67). Globalmente, existem cerca de 20.000 espécies, das quais 1.568 ocorrem no Brasil (*THE PLANT LIST*, 2018, *apud* Santos; Della, 2018, p. 67).

Essas não possuem tecidos vasculares especializados, o que as limita a ambientes úmidos. Elas têm três estruturas principais no gametófito: filídios, caulídios e rizóides, que desempenham funções semelhantes às folhas, caule e raízes das plantas vasculares, mas sem condução eficiente de água. Sua reprodução ocorre por gametângios especializados, com o anterídio produzindo anterozoides que precisam de água para fecundar a oosfera no arquegônio. Após a fecundação, forma-se um embrião que se desenvolve no esporófito, responsável pela produção e dispersão de esporos. Algumas briófitas formam inflorescências para proteger suas estruturas reprodutivas (Santos; Della, 2018, p. 68-69).

Elas são amplamente distribuídas globalmente, desde o Ártico até os trópicos, ocorrendo em ambientes úmidos e adaptando-se a substratos variados: as Epífilas ocorrem sobre as folhas, as Terrestres, sobre o solo, as Corticícolas se encontram em troncos vivos ou em decomposição, as Rupícolas preferem as rochas, e os Antropogênicos ocorrem em materiais desenvolvidos pelo homem (Santos; Della, 2018, p. 70).

As três divisões de briófitas apresentam diferenças morfológicas e ecológicas. As *Marchantiophyta* (Hepáticas), divididas em folhosas e talosas, possuem rizoides unicelulares e podem apresentar anfigastros (estruturas na posição ventral dos ramos). As *Anthocerotophyta* (Antóceros) possuem gametófito taloso e multilobado, com apenas um cloroplasto em suas células e esporófito apresentando crescimento contínuo. Já as *Bryophyta* (Musgos) contam com gametófito folhoso com estruturas altamente variáveis, aoem de esporófito com peristômio e opérculo, adaptados para dispersão de esporos (Santos; Della, 2018, p. 71-73).

1.2.1.1 Taxonomia do reino *Plantae*

As briófitas desempenham funções essenciais no ecossistema: preparando o solo para outras plantas, podem ser consideradas pioneiras na sucessão ecológica; atuantes na retenção da umidade e prevenção à erosão; sensíveis a mudanças climáticas, servem como indicadoras ecológicas; além de constituírem fonte de abrigo e alimento para micro-organismos e pequenos animais. Ademais, possuem importância comercial e medicinal, sendo utilizadas em curativos cirúrgicos, isolantes térmicos e até como antibióticos. Dessa forma, as briófitas representam um grupo essencial para a manutenção da biodiversidade e o equilíbrio ecológico, além de possuírem potencial biotecnológico relevante (Santos; Della, 2018, p. 74-75).

Segundo Della, Canestraro e Rosário (2023), licófitas e samambaias (Polypodiopsidas) são plantas vasculares sem flores nem frutos, historicamente agrupadas como "pteridófitas", um grupo parafilético. As licófitas possuem microfilos e esporângios nas axilas das folhas, enquanto as samambaias apresentam megafilos e esporângios na face inferior ou margem das folhas. Surgiram há cerca de 425 milhões de anos e dominaram as florestas primitivas no Carbonífero, mas a ascensão das angiospermas no Mesozoico extinguiu várias linhagens, favorecendo a diversificação das *Polypodiales*. Atualmente, ocorrem globalmente, com maior diversidade nos trópicos, especialmente na Mata Atlântica e Amazônia, adaptando-se a diversos habitats, como solos, rochas, troncos e ambientes aquáticos, embora predominem em locais úmidos (Della; Canestraro; Rosário, 2023, p. 88).

Os primeiros sistemas classificatórios baseavam-se exclusivamente em características morfológicas, como tipo de rizoma, disposição dos soros e presença ou ausência de indúcio. No entanto, com o avanço das técnicas de análise molecular, a classificação atual passou a considerar critérios filogenéticos, estabelecendo grupos monofiléticos (Della; Canestraro; Rosário, 2023, p. 80).

O *Pteridophyte Phylogeny Group I* (PPG I, 2016) consolidou a classificação mais recente, dividindo as licófitas e samambaias em dois grupos principais. A classe *Lycopodiopsida* inclui três ordens, com um total de 1.338

espécies: *Selaginellales* (n=700 ssp.), *Lycopodiales* (n= 388 ssp.) e *Isoëtales* (n=250 ssp.). As *Polypodiopsidas* (grupo integrante das *Monilophytas*) são muito mais diversas que as licófitas, totalizando 10.578 espécies, distribuídas em 10 ordens. Dentre elas, a maior ordem é *Polypodiales*, com 8.714 espécies, seguida por *Cyatheaales* (n=713 ssp.) e *Schizaeales* (n=190 ssp.) (Della; Canestraro; Rosário, 2023, p. 80).

Segundo Della, Canestraro e Rosário (2023), as licófitas e samambaias apresentam um ciclo de vida haplodiplobionte, alternando entre as gerações gametofítica e esporofítica. O gametófito haplóide (n) produz gametas, enquanto o esporófito diplóide (2n) gera esporos, com a fecundação dependente da água para o deslocamento dos anterozoides até o arquegônio. Além da reprodução sexuada, esses grupos podem se reproduzir assexuadamente por apomixia ou propagação vegetativa, além de apresentarem hibridação, tanto intragenérica quanto intergenérica (Della, Canestraro e Rosário, 2023).

As licófitas e monilofitas desempenham um papel ecológico essencial, contribuindo para a umidade, a ciclagem de nutrientes e a formação de micro-habitats, além de apresentarem adaptações contra a herbivoria e associações mutualísticas. No entanto, a destruição de habitats, especialmente na Mata Atlântica e na Amazônia, ameaça sua conservação, tornando-as importantes bioindicadoras ambientais. Além de sua relevância ecológica, possuem usos econômicos e culturais, como na medicina tradicional e na fitorremediação, destacando-se *Pteris vittata*. Assim, sua preservação depende diretamente da conservação dos ecossistemas naturais (Della, Canestraro e Rosário, 2023).

As gimnospermas são um grupo de plantas vasculares que se caracterizam por possuírem sementes expostas, ou seja, não envolvidas por frutos. Elas são, predominantemente, árvores, embora existam também arbustos (como *Ephedra*) e lianas (como *Gnetum*). Sua estrutura anatômica inclui um xilema formado exclusivamente por traqueídes, com exceção das *Gnetales*, que apresentam elementos de vaso semelhantes aos das angiospermas. Elas surgiram no final do período Devoniano e, tradicionalmente, eram classificadas como um grupo parafilético, incluindo quatro linhagens principais: *Cycadales*, *Ginkgoales*, *Coniferales* e *Gnetales* (Souza *et.al*, 2010).

- *Cycadales* (*Zamiaceae* no Brasil) – possuem um aspecto semelhante a samambaias e são conhecidas por sua longa história evolutiva.
- *Ginkgoaceae* – representada apenas por *Ginkgo biloba*, espécie não nativa do Brasil.
- *Coníferas* (*Araucariaceae* e *Podocarpaceae* no Brasil) – incluem espécies como *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus*.
- *Gnetales* (*Ephedraceae* e *Gnetaceae* no Brasil) – incluem as únicas gimnospermas com polinização por insetos.

Pesquisas recentes indicam que as gimnospermas formam um grupo monofilético, ou seja, derivam de um único ancestral comum. No entanto, quando grupos fósseis são incluídos, como as pteridospermatófitas ("samambaias com sementes"), a relação filogenética se torna mais complexa, sugerindo múltiplas origens para as plantas com sementes (Souza *et.al*, 2010).

A maior diversidade de gimnospermas é encontrada em regiões temperadas do Hemisfério Norte, onde dominam florestas boreais próximas ao Círculo Ártico. No Brasil, esse grupo é pouco representado, correspondendo a apenas 3% das espécies globais. O país abriga 23 espécies nativas distribuídas em seis gêneros e cinco famílias, excluindo espécies de *Pinus* introduzidas (Souza *et.al*, 2010).

Os Domínios Fitogeográficos brasileiros com maior diversidade de gimnospermas são: Amazônia (16 sp.), devido à presença de *Gnetaceae*, *Podocarpaceae* e *Zamiaceae*; Cerrado (6 sp.), incluindo *Podocarpus* e *Zamia*; e Mata Atlântica (5 sp.), sendo *Araucaria angustifolia* a mais emblemática. Esta desempenha um papel ecológico fundamental na Mata Atlântica e tem importância econômica na produção de madeira e sementes (pinhão). No entanto, sua exploração descontrolada reduziu significativamente sua distribuição natural. Estados como Ceará, Maranhão, Paraíba, Piauí, Rio Grande do Norte, Roraima e Tocantins não apresentam registros de gimnospermas, embora isso possa ser resultado da falta de estudos botânicos mais abrangentes (Souza *et.al*, 2010).

As angiospermas (*Magnoliophyta*) são o grupo de plantas com a maior diversidade em nível global. Caracterizadas pela presença de flores e frutos que protegem suas sementes, elas são divididas em duas grandes classes: as

monocotiledôneas, que possuem um único cotilédone na semente, e as eudicotiledôneas, que apresentam dois cotilédones (Martins-da-Silva *et.al.* 2014).

Suas raízes podem ser do tipo pivotante, quando há uma raiz principal bem desenvolvida; fasciculada, quando várias raízes finas crescem sem que haja uma principal; ou tuberosa, quando acumula nutrientes; e adventícias, que surgem a partir do caule e desempenham funções específicas, como suporte ou respiração. Os tipos de caule são: ereto, como nas árvores e arbustos; rastejante, como no morango; trepador, quando utiliza estruturas para se fixar em suportes, como ocorre no maracujazeiro; ou subterrâneo, em casos como rizomas (gengibre), tubérculos (batata) e bulbos (cebola). Já as folhas podem ser simples, quando apresentam um único limbo, como na mangueira e na goiabeira, ou compostas, quando são divididas em folíolos, como no feijoeiro. Sua filotaxia pode ser alternada, oposta ou verticilada (Martins-da-Silva *et.al.* 2014).

A estrutura reprodutiva é composta por diferentes partes especializadas: o cálice, formado pelas sépalas, protege a flor antes de sua abertura; a corola, composta pelas pétalas, atrai polinizadores; o androceu, conjunto de estames, abriga os órgãos masculinos, onde são produzidos os grãos de pólen; e o gineceu, formado pelos carpelos, contém os óvulos, que darão origem às sementes após a fertilização. Os frutos, que se desenvolvem a partir do ovário da flor, protegem as sementes e auxiliam em sua dispersão. Eles podem ser carnosos, como a manga e o tomate, ou secos, como o feijão e o amendoim (Martins-da-Silva *et.al.* 2014).

As angiospermas dominam os ecossistemas terrestres e desempenham um papel fundamental para a vida na Terra. Além de fornecerem alimento para humanos e animais, muitas espécies possuem importância econômica na produção de madeira, fibras e medicamentos. Sua diversidade e capacidade de adaptação fazem delas o grupo vegetal mais bem-sucedido do planeta (Martins-da-Silva *et.al.* 2014).

1.2.1.2 Taxonomia do Reino Animalia

Estima-se que o ancestral comum do clado animal foi um protista flagelado colonial com posterior diferenciação celular por especialização funcional. A primeira classificação de invertebrados pode se dar com base em características como o número de células, embriologia e simetria corporal. Inicialmente, destaca-se a distinção entre animais unicelulares e os multicelulares, “animais verdadeiros”, sendo estes últimos referidos como Metazoa ou metazoários, comumente diploides – mas não essencialmente. A maioria dos metazoários pode ser dividida pela sua simetria bilateral ou radial, correlacionando-se a simetria bilateral com a cefalização. Na classificação por padrão de desenvolvimento, destaca-se a diferenciação de camadas germinativas e a triploblastia na maioria dos metazoários. A formação do celoma é discutida como critério para associar animais a grupos prostostomados ou deuterostomados (Pechenik, 2016).

Ao longo de sua evolução, os prostostomados são divididos em lofotrocozoários e ecdisozoários. Enquanto os lofotrocozoários têm esqueletos internos, os ecdisozoários, como os artrópodes, possuem exoesqueletos externos, necessitando mudas para crescerem. O processo de ecdise, ou troca do exoesqueleto, é crucial para o aumento de tamanho nesse grupo. Os apêndices articulados, evoluídos no final do pré-cambriano, deram origem aos pés articulados dos artrópodes, desempenhando diversas funções como locomoção, captura de alimentos e percepção sensorial. O sucesso dos artrópodes é atribuído a características como corpos segmentados, exoesqueletos rígidos e apêndices especializados. Representantes dos quatro grupos principais de artrópodes, crustáceos, hexápodes, miriápodes e quelicerados, são ricos em espécies. As relações filogenéticas entre esses grupos são objeto de reexame, com incertezas nas relações dos miriápodes. Os artrópodes são reconhecidos como um grupo monofilético, e a proximidade entre hexápodes e crustáceos é amplamente apoiada. A evolução a partir de ancestrais com apêndices simples e não articulados é mencionada, com algumas formas semelhantes ainda existentes atualmente (Sadava et al, 2009).

Os Chelicerata representam um grupo distinto de artrópodes caracterizados pela presença de quelíceras - apêndices modificados para

alimentação. Seu corpo é dividido em duas regiões principais: o prossoma (cefalotórax) que concentra os apêndices e órgãos sensoriais, e o opistossoma (abdômen) que contém os sistemas digestivo e reprodutivo. Diferentemente da maioria dos artrópodes, os quelicerados não possuem antenas, utilizando seus pedipalpos como órgãos sensoriais auxiliares (Santos, *et.al.* 2018).

A respiração nesse grupo varia de acordo com o habitat: as aranhas utilizam filotraqueias (pulmões foliáceos), enquanto os ácaros menores respiram por difusão direta. A locomoção é realizada por quatro pares de pernas articuladas, conferindo grande agilidade a predadores como aranhas e escorpiões. Estes últimos desenvolveram ainda forcípulas venenosas para captura de presas. Ecologicamente, os Chelicerata ocupam diversos nichos, desde predadores terrestres até parasitas hematófagos (carrapatos). Seu sucesso evolutivo é evidenciado pela ampla distribuição geográfica e diversidade morfológica, com mais de 115.000 espécies descritas (Sharma; Gavish-Regev, 2025).

Os Myriapoda são artrópodes terrestres caracterizados por um corpo segmentado alongado com múltiplos pares de pernas. Sua anatomia básica consiste em uma cabeça bem definida, portando um par de antenas e peças bucais mastigadoras, seguida por um tronco segmentado homonimamente. Diferente dos insetos, não apresentam divisão clara entre tórax e abdômen (Santos; Silva, 2018).

A classe divide-se em dois grupos principais com estratégias ecológicas distintas: os Chilopoda (centopeias), predadores ágeis equipados com forcípulas venenosas, e os Diplopoda (piolhos-de-cobra), detritívoros de movimentação lenta que se enrolam em espiral quando ameaçados. Ambos os grupos respiram através de um sistema traqueal simples, limitando seu tamanho corporal. Os Myriapoda desempenham papéis ecológicos importantes como decompositores na ciclagem de nutrientes e como predadores secundários em ecossistemas terrestres. Sua distribuição está restrita a ambientes úmidos devido à permeabilidade de seu exoesqueleto e à ausência de cutícula cerosa eficiente (Santos; Silva, 2018).

Os Crustacea constituem um grupo diversificado de artrópodes predominantemente aquáticos, embora incluam alguns representantes terrestres. São únicos por possuírem dois pares de antenas e apêndices

tipicamente birremes (ramificados). Seu exoesqueleto é frequentemente reforçado com carbonato de cálcio, proporcionando maior proteção (Richter, 2002).

Morfologicamente, a maioria apresenta um cefalotórax fusionado protegido por uma carapaça, seguido por um abdômen segmentado. Os apêndices são altamente especializados, variando de pernas ambulatorias em decápodes a estruturas filtradoras em branquiópodes. A respiração ocorre através de brânquias nos grupos aquáticos, enquanto formas terrestres como os isópodes desenvolveram pseudotraqueias. Ecologicamente, os crustáceos são componentes essenciais das cadeias alimentares aquáticas, desde microcrustáceos planctônicos (copépodes) até grandes predadores (lagostas). Alguns grupos apresentam ciclos de vida complexos com múltiplas fases larvais, contribuindo para seu sucesso em diversos ambientes aquáticos (Richter, 2002).

Os Hexapoda, representados principalmente pelos insetos, constituem o grupo mais diversificado de artrópodes e o mais bem sucedido do reino animal. Seu plano corporal é altamente especializado, com três tagmas distintos: cabeça (sensorial e alimentar), tórax (locomoção) e abdômen (funções vitais). A presença de asas na maioria das espécies (exceto em grupos basais) revolucionou sua capacidade de dispersão (Luan, *et.al.* 2005).

O sistema traqueal altamente eficiente permite trocas gasosas diretas com os tecidos, sustentando metabolismos elevados. Associado a isso, desenvolveram sofisticados mecanismos de excreção via túbulos de Malpighi, conservando água em ambientes terrestres. A metamorfose, particularmente a holometabolia, permitiu a exploração de recursos distintos em diferentes fases de vida. Os insetos dominam virtualmente todos os ecossistemas terrestres e de água doce, desempenhando papéis como polinizadores, decompositores, vetores e presas. Sua coevolução com plantas angiospermas foi crucial para a radiação adaptativa de ambos os grupos. Atualmente, representam cerca de 75% de todas as espécies animais conhecidas, com estimativas que ultrapassam 5 milhões de espécies (Luan, *et.al.* 2005).

Quanto aos deuterostomados, grupo que inclui equinodermos, hemicordados e cordados, compartilham um ancestral comum distinto dos protostomados, evidenciado pelos padrões de desenvolvimento inicial e análises genéticas. Esses padrões incluem clivagem radial, formação da boca oposta ao

blastóporo e desenvolvimento do celoma a partir de bolsas mesodérmicas. Embora a relação entre equinodermos e cordados não seja aparente nos animais adultos, ela se torna evidente nas larvas, revelando as relações evolutivas durante os estágios iniciais de desenvolvimento. Há três grupos de cordados: os urocordados (*urochordata*), os cefalocordados (*cephalochordata*) e os vertebrados (*vertebrata*). Todas as classes principais de urocordados (*ascidiacea*, *thaliacea* e *larvacea*) são seres marinhos, assim como os cefalocordados. Ambos compartilham a presença de um cordão nervoso e podem ter uma notocorda, que é permanente nos cefalocordados e restrita ao estágio larval nos urocordados.

A designação “vertebrados” refere-se à presença da coluna vertebral dorsal, que substitui a notocorda durante o desenvolvimento inicial, sendo a estrutura primária de sustentação. Acredita-se que a linhagem que originou os vertebrados tenha evoluído em estuários, onde água doce e salgada se encontram. Desde então, os vertebrados modernos evoluíram em ambientes marinhos, de água doce e terrestres ao redor do mundo (Sadava *et al*, 2009).

Os peixes (grupo informalmente referido como Pisces) constituem um conjunto parafilético de vertebrados aquáticos que respiram por brânquias e possuem corpo geralmente coberto por escamas. Incluem os peixes cartilaginosos (classe Chondrichthyes, como raias e tubarões) e os peixes ósseos (classe Actinopterygii, majoritariamente teleósteos). Na Amazônia predominam os peixes de água doce da classe Actinopterygii, distribuídos em pelo menos 18 ordens e 60 famílias, destacando-se ordens como Characiformes (por exemplo, caracídeos como piabas e piranhas), Siluriformes (bagres e cascudos) e Cichliformes (ciclídeos) (Nelson, 2006; Carroll, 1988).

Os anfíbios são vertebrados tetrapodes ectotérmicos, tipicamente de pele úmida e permeável, que dependem da água para a reprodução (com fases larvais aquáticas na maioria das espécies) (Duellman & Trueb, 1994). Na Amazônia brasileira, eles estão representados por três ordens: Anura (sapos, rãs e pererecas), Gymnophiona (cecílias, anfíbios ápodes subterrâneos) e, marginalmente, Caudata (salamandras; poucas espécies nas porções andinas ao norte/noroeste da bacia).

Wells (2007) analisa a distribuição de anuros em regiões tropicais, especialmente em comunidades ripárias localizadas ao longo de cursos d'água

em florestas úmidas. Embora essas espécies sejam frequentemente associadas a ambientes aquáticos como brejos e lagoas, diversas rãs tropicais e subtropicais são mais comumente encontradas em florestas densas e úmidas, particularmente próximas a riachos. Estudos realizados em regiões como a Tailândia e Bornéu indicam a presença de até 25 espécies de anuros coexistindo nessas faixas ripárias, com variações sutis em termos de habitat, como preferência por locais mais arbóreos ou terrestres, além de pequenas diferenças na ocupação vertical e horizontal do espaço.

Em termos taxonômicos, a herpetofauna anfíbia amazônica compreende 23 famílias e 113 gêneros, com destaque para Hylidae (pererecas arborícolas) e Bufonidae (sapos terrestres) como as famílias mais ricas em espécies. Well (2007) destaca que a diversidade de espécies de anfíbios na Amazônia é excepcionalmente alta. Especificamente, menciona que a região ao redor da vila de Santa Cecilia, no Equador amazônico, já abrigou mais de 80 espécies diferentes de anfíbios. Esse número é comparável ao total de espécies encontradas em todos os Estados Unidos, evidenciando a riqueza da fauna anfíbia amazônica. Esse dado é apresentado como parte de uma discussão mais ampla sobre como diferentes regiões tropicais, como a Amazônia e até mesmo partes do Peru, podem apresentar ensamblagens locais com mais de 30 espécies de anuros em uma única poça ou trecho de floresta.

Os répteis são vertebrados amniotas ectotérmicos com pele queratinizada e geralmente recoberta por escamas ou placas córneas, o que lhes confere resistência à dessecação. Possuem respiração pulmonar, coração com três câmaras (exceto crocodilianos, que têm quatro) e reprodução independente da água, com ovos amnióticos (Pough *et al.*, 2004).

Na Amazônia brasileira, a classe Reptilia está representada principalmente por três ordens atuais: Squamata (lagartos, serpentes e anfisbênios), Testudines (tartarugas e jabutis) e Crocodylia (jacarés e crocodilos). Não há representante de Rhynchocephalia (grupo hoje restrito à Nova Zelândia). Os Squamata constituem o grupo mais diverso em número de espécies, incluindo desde pequenos lagartos de folhiço e calangos arborícolas até serpentes de grande porte (como sucuris e jiboias) e anfisbênios fosoriais. Os Testudines amazônicos englobam várias espécies de quelônios de água

doce (p. ex., tartaruga-da-amazônia, tracajá, iaçá) e também jabutis terrestres (Pough *et al.*, 2004).

As principais linhagens de répteis amazônicos refletem essa diversidade de formas e modos de vida: por exemplo, há famílias de lagartos altamente arborícolas (como os iguanídeos e geckos), serpentes constritoras de grande porte (Boidae) e serpentes peçonhentas (Viperidae, Elapidae) bem representadas, além de diversos grupos de lagartos terrestres/inambú (Teiidae, Gymnophthalmidae) adaptados ao solo da floresta (Pough *et al.*, 2004).

A classe Aves reúne os vertebrados terrestres endotérmicos providos de penas, bico córneo sem dentes e adaptações à vida aérea (membros anteriores transformados em asas na maioria). As aves evoluíram de répteis terópodes e são caracterizadas por penas, endotermia e adaptações ao voo. Seu coração possui quatro câmaras, e seu sistema respiratório inclui sacos aéreos para eficiência no metabolismo. A reprodução é ovípara, com ovos de casca rígida (Gill, 2007).

É o grupo de tetrápodes com maior diversidade global (cerca de 10.900 espécies descritas no mundo). A avifauna amazônica abrange dezenas de ordens diferentes, refletindo a enorme variedade de nichos disponíveis. Entre as ordens principais em riqueza de espécies destacam-se Passeriformes (pássaros canoros, como arapaçus, bem-te-vis, saíras e garrinchas, que constituem a maior parte das espécies), Apodiformes (beija-flores e andorinhões, extremamente diversos especialmente na orla da floresta), Psittaciformes (papagaios, periquitos e araras), Piciformes (tucanos, pica-paus, jacamares), Accipitriformes (aves de rapina diurnas, como gaviões) e Galliformes (aves terrestres como jacus, mutuns e inhambus), entre outras (Gill, 2007).

Essa diversidade inclui tanto aves de pequeno porte altamente especializadas (por exemplo, beija-flores que polinizam flores específicas) quanto grandes aves generalistas (como as harpias predadoras e as emblemáticas araras azuis). Morfologicamente, as aves amazônicas exibem adaptações variadas: algumas possuem asas arredondadas e caudas longas para manobrar no interior da mata, outras asas pontiagudas para voos de longo alcance acima do dossel, e muitas apresentam plumagens crípticas ou chamativas conforme seus hábitos (camuflagem no chão da mata vs. coloração

para reconhecimento intraespecífico) (Gill, 2007). A reprodução é ovípara, com ovos de casca rígida.

Os mamíferos são vertebrados endotérmicos caracterizados pela presença de glândulas mamárias funcionalmente produtoras de leite nas fêmeas, além de pelo cobrindo o corpo (ainda que escasso em algumas espécies aquáticas). Seu coração tem quatro câmaras, e a reprodução é majoritariamente vivípara (exceto monotremados). Possuem encéfalo desenvolvido e diversificação dentária (Vaughan *et al.*, 2015).

Na Amazônia brasileira, os mamíferos pertencem quase totalmente ao grupo dos terianos placentários, já que não há representantes de monotremados (que existem apenas na Australásia) e os marsupiais estão restritos a alguns gambás e cuícas (ordem Didelphimorphia) de pequeno porte. Assim, a fauna mamífera amazônica é dominada por ordens de placentários como Primates (macacos do Novo Mundo), Rodentia (roedores, incluindo espécies de grande porte como a capivara e a cutia, além de numerosos roedores escansoriais e arborícolas), Chiroptera (morcegos, extremamente diversos em ambientes florestais), Carnivora (carnívoros, incluindo os felinos – onça-pintada, suçuarana –, canídeos como a onça-parda e pequenos mustelídeos, além do peculiar jupará), Xenarthra (desdentados, como preguiças, tamanduás e tatus), Perissodactyla (representada apenas pela anta *Tapirus terrestris*, o maior mamífero terrestre brasileiro) e Artiodactyla (ungulados de dedo par, como os veados e os dois pecaris ou queixadas). Além disso, nos rios amazônicos vivem mamíferos aquáticos exclusivos da região, notavelmente o peixe-boi-da-Amazônia (ordem Sirenia, *Trichechus inunguis*) e o boto-vermelho ou boto-cor-de-rosa (ordem Cetartiodactyla, *Inia geoffrensis*), ambos estritamente confinados às bacias amazônica e orinocense (Vaughan *et al.*, 2015).

1.2.2 História e Princípios da Biogeografia

De acordo com Brown e Lomolino (2006), a Biogeografia é, em grande parte, a ciência observacional comparativa que estuda os modelos espaciais de biodiversidade, documentando e compreendendo os padrões e variações na distribuição dos seres vivos em determinado momento pretérito ou atual.

A expressão "Terra e vida evoluem juntas" enfatiza a interdependência entre a evolução dos organismos e as transformações do ambiente. Silva (2011) sublinha o papel das barreiras geográficas na diversificação das espécies em distintas regiões. Ele analisa a distribuição não aleatória dos seres vivos pelo planeta, realçando a adaptação a habitats específicos e a coevolução com outras formas de vida. Além disso, discute as limitações na distribuição das espécies decorrentes de processos evolutivos, como a especiação alopátrica e a dispersão, destacando a relevância dos fatores abióticos nesse contexto.

Nesse panorama, Carvalho (2009) reforça a Biogeografia como uma disciplina autônoma e essencial para compreender os padrões globais de distribuição da biodiversidade. Ele enfatiza a concepção do espaço como um conceito relativo nos estudos biogeográficos, associando-o intrinsecamente aos organismos que nele ocorrem em determinados períodos temporais.

Carvalho também aponta três elementos fundamentais da biodiversidade: o espaço, que se refere ao local de ocorrência dos organismos; o tempo, que indica o período de sua existência; e a forma, que trata da variação dos atributos dos organismos, analisando semelhanças e diferenças entre eles.

Apesar de aceita enquanto ramo da biologia, a biogeografia equivale a um amplo campo de investigação científica, abarcando estudos dentro da taxonomia, biologia evolutiva, ecologia, geografia, climatologia e paleoecologia, o que delega a esta o seu caráter de ciência de síntese. Nesse viés, a preferência pela abordagem sistêmica a mantém distante das conceituações de uma ciência meramente descritiva (Brown; Lomolino, 2006).

Considerando a inter-relação entre a evolução terrestre e a distribuição dos organismos vivos, bem como a formação da biodiversidade sob forte influência de fatores históricos, a Biogeografia assume um papel central. Ao desvendar padrões biogeográficos das espécies, não apenas contribui para o entendimento da evolução da biodiversidade, mas também se torna peça-chave para estratégias conservacionistas. Assim, emerge como uma disciplina essencial para a formulação de ações voltadas à preservação da diversidade biológica (Whittaker et al., 2005 *apud* Carvalho, 2009).

A Biogeografia, ao longo do tempo, foi tradicionalmente segmentada em Biogeografia Histórica e Biogeografia Ecológica. No entanto, essa divisão tem sido cada vez mais questionada, visto que fatores históricos não atuam apenas

em escalas globais, mas também locais, enquanto os aspectos ecológicos podem influenciar processos de diferenciação e cladogênese.

Durante séculos, prevaleceu a concepção de um mundo fixo e imutável, uma visão predominante até meados do século XVIII. Nesse cenário, os biogeógrafos enfrentaram o desafio de sistematizar a classificação de uma crescente diversidade de espécimes coletados em expedições científicas. Um dos principais expoentes desse período foi Carolus Linnaeus (1707–1778), cuja nomenclatura binomial se tornou a base da taxonomia biológica (Gillung, 2011).

No entanto, Linnaeus não era o único a buscar explicações para a organização da biodiversidade. Seu contemporâneo, Georges-Louis Leclerc, Comte de Buffon (1707–1788), contrariou a ideia de que a vida teria surgido exclusivamente em regiões temperadas. Ele propôs que a origem da biodiversidade estava em uma vasta massa continental ao norte do planeta. Embora essa hipótese tenha sido fantasiosa, Buffon introduziu conceitos fundamentais para a biogeografia moderna, como a influência das mudanças climáticas e a mutabilidade das espécies. Sua observação de que regiões com condições ambientais semelhantes, mas isoladas entre si, apresentavam conjuntos distintos de mamíferos e aves, resultou na formulação da Lei de Buffon (Gillung, 2011).

No século XIX, Charles Lyell (1797–1875) contribuiu significativamente ao apresentar o conceito de uniformitarismo. Ele argumentava que os processos responsáveis pelas mudanças na superfície terrestre — como orogênese e erosão — operavam de maneira contínua ao longo do tempo. Essa perspectiva contrastava com as explicações catastróficas anteriormente aceitas e estabeleceu bases para uma visão dinâmica da paisagem e da biota.

A biogeografia e a biologia evolutiva avançaram notavelmente no século XIX, impulsionadas pelo trabalho de quatro notáveis naturalistas britânicos: Charles Darwin (1809–1882), Joseph Dalton Hooker (1817–1911), Philip Lutley Sclater (1829–1913) e Alfred Russel Wallace (1823–1913). A teoria da seleção natural, proposta de forma independente por Darwin e Wallace, desafiou profundamente a concepção estática da distribuição dos organismos. Enquanto Darwin enfatizava a dispersão como principal mecanismo biogeográfico, os extensionistas—como Charles Lyell, Edward Forbes e Joseph Hooper—criticavam essa ideia. Eles alegavam que a dispersão a longas distâncias não

poderia explicar plenamente a distribuição de espécies cosmopolitas e disjuntas. No entanto, essa abordagem foi amplamente abandonada ao final do século XIX (Brown & Lomolino, 2006).

Em 1857, Philip Sclater introduziu um sistema biogeográfico que dividia o globo em regiões baseadas na origem e evolução das biotas. Alfred Wallace, frequentemente referido como o pai da zoogeografia, refinou essa abordagem ao categorizar as faunas terrestres considerando distribuições de diferentes grupos de vertebrados. Seu trabalho fundamentou-se na proposta de Sclater, buscando delimitar as divisões naturais do planeta com maior precisão.

A classificação biogeográfica estabelecida por Sclater e Wallace continua relevante até hoje, agrupando o mundo em regiões como Neotropical, Neártica, Etiópica, Paleártica, Oriental e Australiana. Atualmente, o conhecimento sobre os processos que originaram essas divisões, incluindo a deriva continental, foi ampliado. Além disso, reconhece-se que o grau de endemismo está diretamente relacionado ao nível de análise e às características de dispersão das espécies. Silva (2011) também destaca sub-regiões, províncias, domínios e Áreas de Endemismo (AEs) como categorias adicionais para compreender padrões históricos de restrição geográfica dos organismos.

Na segunda metade do século XX, Leon Croizat (1849–1982), botânico italiano, revolucionou a biogeografia ao desenvolver a pan-biogeografia, uma ferramenta metodológica para inferir processos de vicariância. A teoria da vicariância proposta por Croizat marcou a transição do paradigma dispersalista para o vicariante, um modelo que ainda influencia fortemente a biogeografia atual.

O conceito de vicariância representou um grande avanço, pois oferecia uma explicação mais testável para os padrões de distribuição das espécies em comparação com o modelo dispersalista. Isso ocorre porque eventos de dispersão são acontecimentos isolados e específicos, variando conforme a capacidade e as rotas de cada espécie, o que dificulta sua testabilidade. Em contrapartida, eventos de vicariância afetam múltiplos táxons simultaneamente, permitindo análises comparativas entre grupos que compartilham a mesma área geográfica. Essa abordagem trouxe um novo nível de rigor científico para a biogeografia (Gillung, 2011).

A aceitação da teoria da deriva continental na década de 1960 provocou uma revolução na biogeografia histórica, exigindo uma reavaliação profunda das explicações sobre padrões de distribuição das espécies. No campo da biogeografia ecológica, a abordagem proposta por Robert MacArthur (1930-1972) e Edward Wilson (1929-2021) trouxe uma nova perspectiva ao considerar a migração e a extinção como processos fundamentais, desafiando as concepções estáticas predominantes até então (*apud* Brown; Lomolino, 2006). Essa abordagem se consolidou como um paradigma influente na disciplina.

Desde então, a biogeografia tem se desenvolvido como uma ciência rigorosa, investigando as interações entre espécies, as influências do meio ambiente e os padrões evolutivos. O expressivo crescimento do número de publicações nessa área demonstra sua expansão contínua. Esse percurso histórico evidencia a transição de um modelo fixo e imutável para uma compreensão dinâmica e evolutiva da Terra, da biodiversidade e de sua distribuição geográfica.

Ao analisar a trajetória da biogeografia dentro da Geografia Física, Figueiró (2012) destaca os desafios teóricos e metodológicos que dificultam sua interação com outros campos da geografia. No início, a disciplina se concentrou na "Biogeografia Universal", desconsiderando aspectos antropogeográficos e privilegiando explicações causais sobre a distribuição das espécies.

A influência da ecologia, impulsionada pelo alemão Ernest Haeckel (1866 *apud* Figueiró, 2012), a partir do século XIX, levou ao foco em mecanismos reguladores da biodiversidade, afastando a biogeografia da análise do papel dos organismos na dinâmica territorial. Essa subordinação às ciências naturais limitou sua contribuição na compreensão das interações entre fatores naturais, econômicos e culturais na paisagem. Assim, ocorreu um distanciamento das ideias de Humboldt, que buscavam integrar diferentes elementos da paisagem, resultando em uma abordagem mais fragmentada sobre a distribuição da vida.

A proposta ecossistêmica de Arthur Tansley na década de 1930 surgiu como um possível caminho para reconectar a biogeografia com uma abordagem mais abrangente. No entanto, a disciplina permaneceu focada na distribuição das espécies, sem avanços significativos na integração com a geografia humana e a ecologia da paisagem.

Somente nas décadas de 1960 e 1970 surgiram tentativas mais concretas de reinserir a biogeografia no contexto geográfico. A teoria da paisagem, formulada na abordagem geossistêmica de Viktor Sochava (1977; 1978 *apud* Figueiró, 2012) e George Bertrand (1972 *apud* Figueiró, 2012), propôs considerar as interações entre solo, clima, relevo e biota para compreender a distribuição dos organismos.

Apesar desses avanços, a biogeografia ainda luta para consolidar plenamente seu estatuto epistemológico dentro da Geografia. A busca por uma compreensão integrada do espaço reflete os desafios impostos pelos sistemas socioambientais contemporâneos. Contudo, conceitos herdados do passado ainda restringem sua capacidade de responder às questões geográficas atuais.

Em um contexto de globalização acelerada, compreender os processos que sustentam a vida na Terra torna-se essencial para a sobrevivência humana. Assim, a biosfera emerge como um elemento de destaque na geografia, ressaltando a importância da biogeografia na formulação de estratégias para a conservação e gestão ambiental.

1.2.3 Aportes teóricos sobre a evolução biogeográfica da Amazônia

A determinação das áreas de distribuição das espécies a partir de informações geográficas, como os pontos de ocorrência, constitui uma etapa essencial nas análises biogeográficas. Esse procedimento possibilita a identificação de padrões individuais de distribuição, permitindo, assim, a definição de áreas de endemismo, que se caracterizam pela congruência espacial não aleatória na distribuição de múltiplos táxons (Carvalho, 2011).

No século XIX, naturalistas como Sclater (1858) e Wallace (1878) propuseram a divisão do mundo em regiões biogeográficas para organismos terrestres, como Neotropical, Neártica, Etiópica, Paleártica, Oriental e Australiana, baseando-se na recorrência de padrões de distribuição. Embora essas regiões biogeográficas sejam amplamente aceitas até hoje, nossa compreensão sobre elas evoluiu, incorporando conceitos como a deriva continental, que contribuiu para o isolamento das biotas dessas regiões.

Além disso, os padrões de endemismo apresentam uma hierarquia que varia conforme o nível de análise, de modo que a restrição geográfica observada

para gêneros pode não ser a mesma quando se analisam suas espécies. Com isso, foram estabelecidas subdivisões, incluindo sub-regiões, províncias, domínios e Áreas de Endemismo (AEs), sendo que as AEs neotropicais foram definidas com base em aves (Cracraft, 1985). Além disso, Morrone (2001) elaborou uma classificação biogeográfica abrangente.

No ano de 2001, Juan Morrone apresentou um esquema biogeográfico em sua obra *Biogeografía de América Latina y el Caribe*, no qual propôs uma divisão natural da área em sub-regiões e províncias. Segundo ele, a região Neotropical pode ser segmentada em quatro sub-regiões biogeográficas: a Caribenha, que inclui florestas da América Central, ilhas do Caribe e florestas baixas e sub-montanas do norte e noroeste da América do Sul; a Amazônica, que abrange toda a área influenciada pela bacia do rio Amazonas; a sub-região do Paraná, que compreende formações florestais ombrófilas e estacionais influenciadas pela costa atlântica; e a sub-região Chaquenha, que engloba a diagonal de formações abertas da América do Sul, incluindo as províncias do Cerrado, Caatinga, Chaco e Pampas (Morrone, 2001).

Amorim (2024) afirma que a região Neotropical é extraordinariamente complexa devido a múltiplos fatores históricos, geológicos, climáticos e biogeográficos. Ele destaca que essa complexidade decorre da interação entre elementos faunísticos e florísticos de diferentes origens e da grande diversidade de ambientes encontrados na região.

A região Neotropical é uma das seis grandes regiões biogeográficas do planeta, abrangendo desde o sul da América do Sul até o México tropical, incluindo o Caribe e as Antilhas. Essa região se destaca pela complexidade faunística e florística, resultado de processos evolutivos distintos e eventos geológicos que moldaram sua biodiversidade ao longo de milhões de anos (Amorim, 2024).

Segundo Amorim (2024), a região Neotropical não é uma unidade histórica homogênea, pois integra dois grandes conjuntos bióticos principais com origens evolutivas distintas. Por um lado, tem descendência da biota de origem gondwânica, compreendendo os organismos que evoluíram na América do Sul enquanto integrava o Gondwana. Por outro, engloba a biota de origem laurásica, composta por espécies que chegaram à região Neotropical por dispersão, após

o surgimento do istmo do Panamá, conectando a América do Norte e a América do Sul no Plioceno.

Ele também indica que a complexidade da região Neotropical é resultado de processos históricos que incluem os eventos de vicariância representados pela separação entre África e América do Sul, a elevação dos Andes e as transgressões marinhas do Cretáceo e Mioceno. Assim como por eventos de dispersão, ou seja, o Istmo do Panamá no plioceno, dispersão aérea e marinha, expansão e contração de florestas tropicais por eventos climáticos). A interação desses fatores faz da região Neotropical uma das áreas de maior biodiversidade do planeta e um importante foco para estudos biogeográficos e de conservação (Amorim, 2024).

A Amazônia, abrangendo mais de seis milhões de km² em nove países da América do Sul, é a maior e mais diversa floresta tropical do mundo. Suas características, como florestas e rios, desempenham papel crucial na regulação climática, hidrológica e no estoque de carbono terrestre. A região não é homogênea, apresentando distintas áreas de endemismo, fundamentais para análises biogeográficas históricas.

A Amazônia, que se estende por mais de seis milhões de quilômetros quadrados em nove países sul-americanos, representa a maior e mais biodiversa floresta tropical do planeta. Suas paisagens, compostas por extensas florestas e rios, desempenham um papel fundamental na regulação do clima, dos ciclos hidrológicos e no armazenamento de carbono terrestre. No entanto, a região não é homogênea, pois apresenta distintas áreas de endemismo, que são essenciais para estudos biogeográficos históricos.

Desde meados do século XIX, pesquisas como as de Wallace (1852) estabeleceram divisões na Amazônia com base na distribuição de primatas, abordagem posteriormente corroborada por estudos com outros grupos taxonômicos. Atualmente, oito áreas de endemismo foram identificadas para vertebrados terrestres, borboletas e plantas vasculares, demonstrando uma congruência espacial. Entretanto, a unidade biogeográfica da Amazônia continua sendo debatida devido às suas complexas relações históricas e aos ciclos de dispersão e especiação. Devido à grande diversidade e à independência de agrupamento das biotas, as áreas de endemismo não podem ser tratadas como uma única unidade para fins de conservação (Silva; Rylands; Fonseca, 2005).

Pesquisadores como Haffer (1978, 1985, 1987), Haffer e Prance (2001) e Cracraft (1985) identificaram sete áreas de endemismo para aves de terras baixas, todas contidas nos distritos biogeográficos anteriormente propostos por Wallace. Com base nessa divisão, a Guiana permaneceu inalterada, enquanto o distrito Equador foi segmentado em Imeri e Napo. O distrito Peru foi renomeado para Inambari, e o distrito Brasil foi subdividido em Rondônia, Pará e Belém. Estudos recentes reforçaram essa delimitação, como os de Ávila-Pires (1995) para lagartos, Silva e Oren (1996) para primatas e Ron (2000) para anfíbios (*apud* Silva; Rylands; Fonseca, 2005). Mais adiante, Silva et al. (2002) propuseram a divisão da área de endemismo Pará em duas unidades menores: Tapajós e Xingu. Dessa forma, reconhecem-se atualmente oito áreas principais de endemismo para vertebrados terrestres na Amazônia. Essas delimitações também apresentam correspondência com as áreas de endemismo descritas para borboletas florestais (Brown, 1979; Tyler et al., 1994; Hall; Harvey, 2002 *apud* Silva; Raylands; Fonseca, 2005) e plantas vasculares (Prance, 1982).

As áreas de endemismo amazônicas variam significativamente em extensão, sendo a menor delas Belém, com 201.541 km², e a maior Guiana, que abrange 1.700.532 km². As demais áreas apresentam os seguintes tamanhos: Imeri (679.867 km²), Napo (508.104 km²), Inambari (1.326.684 km²), Rondônia (675.454 km²), Tapajós (648.862 km²) e Xingu (392.468 km²).

Silva e Garda (2010) discutem a aplicação de métodos filogenéticos na reconstrução das relações históricas entre as áreas de endemismo da Amazônia. Esse processo se baseia na análise das relações entre espécies associadas a essas áreas, por meio de métodos filogenéticos como a construção de cladogramas. Diversos pesquisadores, incluindo Prum, Amorim, Cracraft, Bates, Camargo e Pedro, conduziram estudos sobre essas relações e sugeriram que a Amazônia não pode ser considerada uma unidade biogeográfica única. Evidências apontam que algumas áreas de endemismo amazônicas apresentam maior afinidade com regiões externas à Amazônia do que entre si. Essa complexidade é reflexo da história geológica da Amazônia nos últimos 20 milhões de anos, o que torna a reconstrução dessas relações um desafio, exigindo abordagens metodológicas mais flexíveis (Silva; Garda, 2010).

No que se refere aos processos de diversificação da biota amazônica, Silva (*apud* Silva; Garda, 2010) comparou os cinco grandes biomas brasileiros e

concluiu que a produção de novas espécies desempenhou um papel essencial na formação da biodiversidade amazônica e da Mata Atlântica, enquanto o intercâmbio biótico foi mais relevante no Pantanal. No entanto, a influência da extinção em massa na diversidade amazônica atual ainda é incerta, sendo possível que, no Mioceno, a floresta amazônica tenha sustentado uma diversidade de plantas superior à atual.

A “teoria dos refúgios”, proposta por Haffer sugere que, durante os períodos glaciais, a floresta amazônica se fragmentou em refúgios isolados, promovendo a especiação. No entanto, essa hipótese tem sido contestada por estudos geológicos que indicam uma dinâmica amazônica distinta no Terciário, por evidências paleoecológicas inconsistentes e por estudos moleculares que apontam para a grande antiguidade das espécies amazônicas. A descoberta de uma paisagem amazônica mais complexa no passado levou a uma reavaliação da teoria (Silva; Garda, 2010).

Nesse contexto, a filogeografia, que investiga as relações entre populações de uma mesma espécie, tornou-se uma ferramenta promissora para compreender a diversificação biológica na Amazônia. Estudos com aves e rãs venenosas indicam padrões de diversificação e dispersão complexos, sugerindo que eventos vicariantes mais antigos foram determinantes na formação das espécies amazônicas.

Embora as oscilações climáticas do Quaternário tenham tido impactos globais, sua influência na diferenciação das espécies amazônicas foi limitada, devido à topografia plana da região e às grandes populações de suas espécies, que as tornaram menos suscetíveis à fragmentação causada por barreiras temporárias. Esse cenário contrasta com o observado em áreas de topografia mais acidentada, como os Andes (Silva; Garda, 2010).

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Caracterizar a biodiversidade do Centro de Endemismo Belém a partir da análise dos dados de ocorrência animal e vegetal disponíveis em repositórios online de biodiversidade e suas inter-relações com os padrões de uso e cobertura da terra.

2.2 Específicos

- Constituir banco de dados de ocorrência através de tratamento de subsídios informacionais contidos em plataformas científicas sobre biodiversidade dos reinos Plantae e Animalia para o Centro de Endemismo Belém;
- Aplicar técnicas de análise estatísticas para quantificar riqueza, equitabilidade, similaridade e diversidade de espécies dos reinos Plantae e Animalia registados para o Centro de Endemismo Belém;
- Plotar os dados de ocorrência referentes aos reinos Plantae e Animalia junto aos mapas uso e cobertura vegetal da terra do CEB, estabelecendo quantitativos de representatividade por classe mapeada.
- Identificar cartograficamente a distribuição espacial de dados sobre biodiversidade dos reinos Plantae e Animalia registados para o Centro de Endemismo Belém, para a proposição de futuros esforços de pesquisa para preenchimento de lacunas ao conhecimento biogeográfico e macroecológico dessa área.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste trabalho, adota-se uma abordagem quanti-qualitativa, que busca integrar métodos estatísticos e interpretativos na análise da biodiversidade e das dinâmicas paisagísticas no Centro de Endemismo Belém (CEB). A análise quantitativa é utilizada na sistematização de dados secundários de ocorrência de espécies, permitindo a aplicação de índices ecológicos e de ferramentas de análise espacial. Já a abordagem qualitativa contribui para a compreensão dos processos históricos relacionados à delimitação biogeográfica e à evolução das pressões antrópicas.

Conforme destacam Creswell e Clark (2013), a pesquisa mista combina procedimentos quantitativos — voltados à mensuração de tendências e relações — com procedimentos qualitativos — voltados à interpretação de significados e contextos —, permitindo uma compreensão mais ampla e aprofundada do objeto de estudo. No presente estudo, essa integração metodológica possibilita não apenas identificar padrões espaciais de diversidade, mas também refletir criticamente sobre os conflitos e estratégias políticas que atravessam as áreas protegidas e as comunidades tradicionais que nelas habitam.

Dadas especificações empíricas e teóricas do objeto de estudo, adota-se como categoria geográfica a paisagem que, sob a ótica sistêmica, é entendida como uma realidade estabelecida, isto é, uma realidade concreta. Nesse sentido, a paisagem surge de uma interligação dinâmica e flexível entre seus componentes, abrangendo aspectos físico-naturais e sociais. Para a visão sistêmica, essa dinâmica é peculiar em cada porção do espaço, atribuindo à paisagem uma essência única, indivisível e passível de transformações constantes (Lopes, 2012).

Nesse caminho, abre-se espaço para a abordagem geoecológica proposta por Dias et al. (2017) que diz respeito à integração de conceitos para a análise dos ambientes naturais, levando em conta escalas geossistêmicas, ecológicas e cartográficas. Essa perspectiva estabelece relações entre domínios da natureza e biomas, viabilizando análises para compreender as suscetibilidades ecodinâmicas, o que auxilia no planejamento e organização territorial.

Dessa forma, o táxon geossistêmico escolhido será o de domínio, correspondente à segunda unidade de grandeza (Bertrand, 2004), equivalente

ao bioma na taxonomia ecológica, o que determina a escala de trabalho desta pesquisa, fixada em 1:250.000.

Nesse contexto metodológico e conceitual, é possível relacionar as escalas geossistêmica (ou geográfica) com a ecológica e a cartográfica. Assim, para os propósitos desta pesquisa, regiões naturais (escala geográfica) e ecorregiões (escala ecológica) ou centros de endemismo são tratados como equivalentes. Isso viabiliza análises que integram múltiplos elementos, contribuindo para a configuração das suscetibilidades biogeográficas e macroecológicas, especialmente no que se refere aos remanescentes da vegetação nativa (reino Plantae) registrados no Centro de Endemismo Belém. A cartografia temática é, portanto, destacada como um instrumento integrador para representar as especificidades geográficas e apoiar políticas públicas.

3.1 Etapas da pesquisa

3.1.1 Levantamento Bibliográfico e Obtenção de Dados de Ocorrência

Este trabalho foi fundamentado em referências que abordam os seguintes temas: Biogeografia, Endemismo de espécies, Impactos antropogênicos sobre a paisagem e Avaliação estatística da diversidade ecológica. A fonte de dados utilizada inclui obras literárias, artigos científicos, relatórios técnicos, teses e dissertações.

A produção cartográfica referente ao estudo da biodiversidade se consumou a partir dos dados de instituições públicas de pesquisa e informações advindas de pesquisa bibliográfica. As bases de dados são estruturadas em Sistema de Informações Geográficas – SIG, em plataformas que permitem que os usuários realizem consultas temáticas e geográficas por meio de ferramentas de visualização e navegação (Fitz, 2008). O sistema inclui a possibilidade de exportar dados geoespaciais em formatos compatíveis com softwares de geoprocessamento e tabelas em formato Excel.

Os registros de ocorrência foram coletados por meio de consultas realizadas nos repositórios de biodiversidade *SpeciesLink*/CRIA e Global Biodiversity Information Facility - GBIF. Foram estabelecidos critérios de filtragem para selecionar registros de representantes por nomenclatura binomial aceita e sinônimos com autor para o reino Plantae e Animalia, limitados aos

territórios dos Estados do Maranhão, Pará e Tocantins, cobrindo o período entre 1800 e 2025. Na área de investigação definida, foram obtidos dados de ocorrência de espécies, organizados por classes de cada divisão.

3.1.2 Elaboração de mapas de densidade de registros

Produto desta pesquisa apresenta mapas gerados por arquivos no formato matricial e vetorial em escala 1:250.000, sendo os dados georreferenciados correspondentes ao Datum SIRGAS 2000. Este estudo utilizou o acervo da base cartográfica do IBGE (2022) - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística referente a Base Continua Cartográfica em escala de 1:250.000, foram adquiridos os arquivos vetoriais do tipo malha territorial das Unidades da Federação. Ademais, o arquivo *shapefile* correspondente aos limites da região biogeográfica faz referência à área de 247.635,44 km² descrita por Dias et. al. (2023).

No Excel, os dados foram organizados em campos *Darwin Core* (nome da espécie, latitude e longitude), além de informações sobre famílias e gêneros. Esses dados foram posteriormente importados para o ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (QGIS Desktop 3.28.6) como *shapefiles*, com o objetivo de extrair ocorrências terrestres utilizando um mapa base do recorte cartográfico das áreas dos três estados brasileiros (Maranhão, Pará e Tocantins) que integram o CEB, para qualificação dos dados disponíveis na plataforma. A ferramenta “Recortar” foi utilizada para destacar os registros restritos ao perímetro do CEB.

Mapas de densidade de registros foram elaborados a partir das entradas vetoriais de pontos de ocorrência e seus respectivos rasters de saída. Os rasters foram gerados por meio do índice de densidade de Kernel, no qual a densidade foi calculada com base no número de pontos em uma localidade, sendo que agrupamentos maiores de pontos resultaram em valores mais elevados. Os mapas de calor permitiram a fácil identificação de áreas de concentração e aglomeração de pontos.

A biogeografia, segundo Krebs (2014), é o estudo da distribuição e abundância dos seres vivos em diferentes regiões do planeta, analisando os fatores que moldam esses padrões. Essa ciência investiga onde as espécies

ocorrem e em que quantidade, considerando fatores bióticos, como interações com predadores e competidores, e abióticos, como clima e solo. Barreiras geográficas, como montanhas e oceanos, também desempenham um papel crucial ao limitar a dispersão das espécies e promover a diferenciação entre populações.

Dentro desse contexto, mapas de densidade e a análise da riqueza das espécies são ferramentas essenciais para compreender a diversidade. Mapas de densidade de kernel são usados para mapear a concentração de indivíduos em uma área específica, facilitando a visualização de onde as populações são mais densas. Isso é útil para entender como fatores locais influenciam a abundância em diferentes localidades.

De acordo com Kawamoto (2012) estimativa de densidade de *Kernel* (KDE) é uma técnica usada para estimar a função de densidade de probabilidade de uma variável aleatória de forma não paramétrica. A fórmula do *Kernel* quártico no empregado está descrita como:

$$k\left(\frac{s-s_i}{\tau}\right) = \frac{3}{\pi} \left(1 - \left(\frac{s-s_i}{\tau}\right)^2\right)^2 \quad \text{para } \left(\frac{s-s_i}{\tau}\right)^2 \leq 1$$

Onde:

$k\left(\frac{s-s_i}{\tau}\right)$ é a função *Kernel*, τ é o parâmetro de largura de banda ou raio de influência, s é o ponto no espaço para o qual estamos estimando a intensidade, s_i são as localizações dos eventos observados.

A expressão completa para a intensidade estimada pelo *Kernel* quártico é:

$$\lambda t(s) = \frac{3}{\pi \tau^2} \sum \left(1 - \frac{h_i^2}{\tau^2}\right)^2$$

Onde h_i é a distância entre o ponto de interesse s e os pontos de eventos observados s_i .

O *Kernel* quártico representa a suavização dos dados no espaço, com a função *Kernel* ponderando os eventos pela proximidade do ponto s . O raio τ

controla o nível de suavização, onde valores maiores de τ resultam em uma superfície de densidade mais suave.

3.1.3 Aplicação de índices de diversidade ecológica

Foi realizada a organização de base informacional para a composição de um banco de bancos de dados para o conjunto taxonômico a ser analisado para a aplicação de técnicas estatísticas de análise de diversidade animal (filos *Arthropoda* e *Chordata*). Para tal, foram utilizados o Índice de Diversidade de Shannon, Equitabilidade de Pielou, Abundância Relativa, Rarefação Mao Tau Estimativa de Riqueza Jackknife 1 com o auxílio de ferramentas disponíveis nos freewares PAST 4.0 – Paleontological Statistics (Hammer; Harper; Ryan, 2001) e EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

Este estudo realizou a análise dos dados de diversidade utilizando técnicas estatísticas de medidas não paramétricas. As medidas não paramétricas, conforme Magurran (1955), são ferramentas que não pressupõem uma distribuição específica dos dados, o que as torna flexíveis e adequadas para a avaliação da biodiversidade em ecossistemas complexos. Dentre essas técnicas, destacam-se aquelas como os índices de Shannon, Simpson e Berger & Parker, que fornecem uma compreensão mais detalhada sobre a estrutura das comunidades ecológicas, independentemente das distribuições normais que seriam exigidas por métodos paramétricos.

A diversidade ecológica, ou biodiversidade, é um conceito fundamental na ecologia e biologia da conservação, representando a variedade e variabilidade da vida em diferentes níveis de organização biológica, desde genes até ecossistemas inteiros. Magurran (1955) define a biodiversidade como a combinação de riqueza de espécies e abundância relativa no tempo e no espaço, ressaltando sua importância para entender a composição e dinâmica das comunidades biológicas.

Dentro desse conceito mais amplo, a riqueza de espécies é frequentemente considerada a medida mais simples e intuitiva de diversidade. Conforme descrito por Krebs (2014), a riqueza de espécies refere-se ao número total de espécies presentes em uma determinada unidade de estudo. Este

conceito é essencial para identificar o grau de diversidade em uma área específica, embora sua medição possa ser desafiadora devido à necessidade de amostragens extensivas, especialmente em ambientes biodiversos.

A equitabilidade, ou uniformidade, é outro componente-chave da diversidade ecológica. Segundo Lima, Souza e Pederassi (2016), a equitabilidade descreve a distribuição equitativa das abundâncias das espécies em uma comunidade. Alta equitabilidade sugere que as espécies estão distribuídas de maneira uniforme, o que indica uma comunidade mais homogênea e, geralmente, mais resiliente.

A suficiência amostral também é um aspecto crítico na análise da diversidade. O conceito de suficiência amostral refere-se ao impacto do aumento ou diminuição das unidades amostrais na diversidade observada. De acordo com Magurran (1955) e Krebs (2014), a diversidade α e β são escalas dependentes e correlacionadas positivamente, o que significa que a adição de unidades amostrais tende a aumentar a diversidade observada, enquanto a diminuição pode subestimar a diversidade real de uma área.

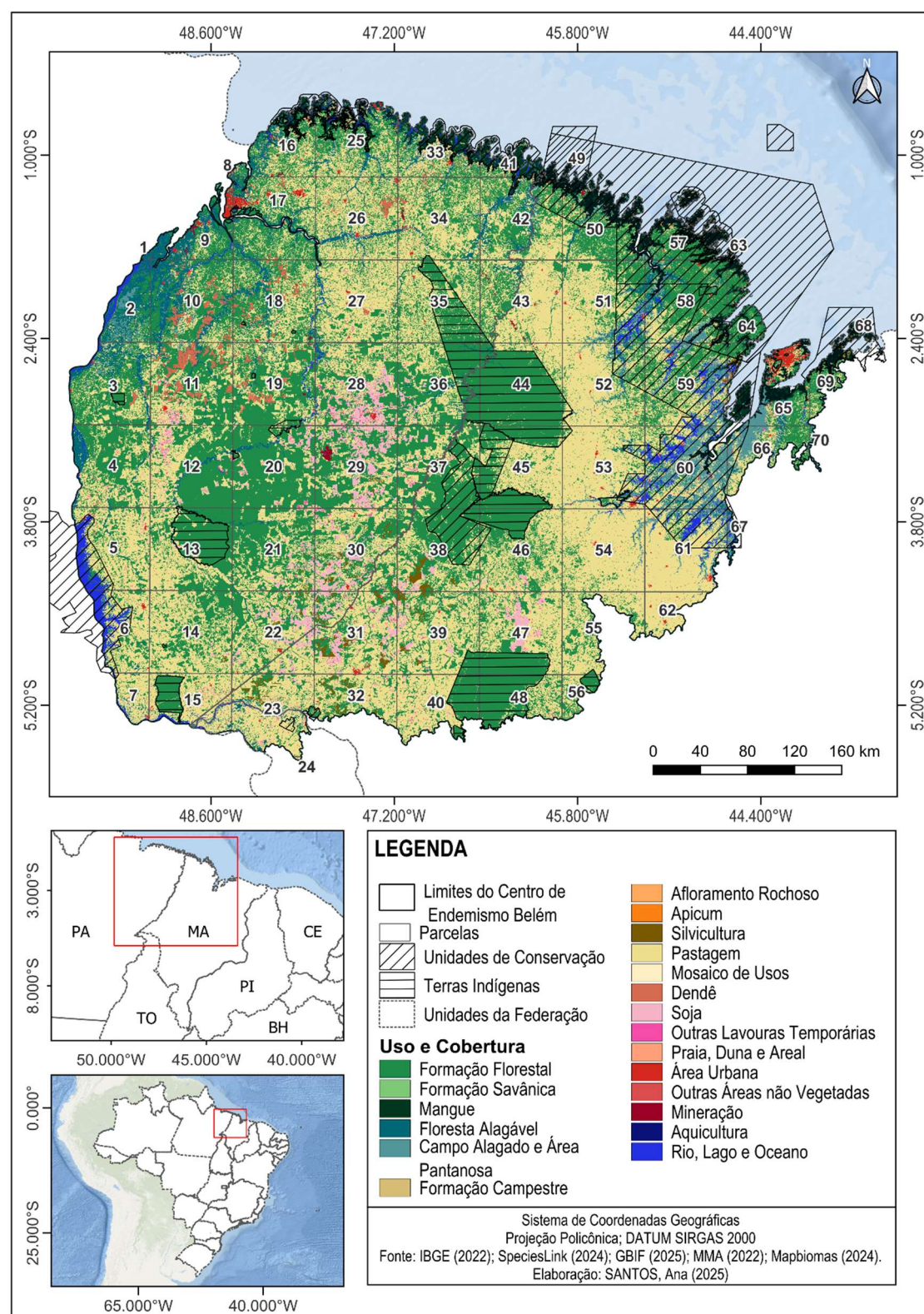
Finalmente, a abundância e a abundância relativa complementam a análise da diversidade ao considerar o número de indivíduos de cada espécie dentro de uma comunidade. Como discutido por Krebs (2014), a abundância relativa é crucial para entender a heterogeneidade em uma comunidade ecológica. A combinação de riqueza de espécies e abundância relativa em uma única métrica de heterogeneidade revela que a diversidade é maior quando há mais espécies e quando estas são distribuídas de maneira mais equitativa.

A análise desses componentes é essencial para definir a diversidade de uma área de estudo. A avaliação da riqueza de espécies, abundância relativa e equitabilidade permite uma compreensão mais profunda da estrutura e funcionamento das comunidades ecológicas, permitindo a elaboração de estratégias de conservação e manejo sustentável da biodiversidade. Portanto, torna-se imprescindível investigar esses parâmetros para garantir a preservação dos ecossistemas e a manutenção das funções ecológicas.

3.1.3.1 Delimitação das unidades amostrais

Para a delimitação das unidades amostrais no estudo da área do Centro de Endemismo Belém (CEB), com uma extensão de 247.635,44 km², foi utilizado o software QGIS para gerar uma grade composta por 70 parcelas de 70 km por 70 km, em sobreposição ao raster resultado do mapeamento do uso e cobertura da terra realizado pelo Mapbiomas (coleção 9) para o ano de 2023, com resolução de 30m (mapa 2).

Mapa 2 – Unidades Amostrais sobre Uso e Cobertura da Terra no CEB (2023)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A delimitação das unidades amostrais é um passo crucial quando o universo de amostragem é contínuo, como é o caso deste estudo. Segundo Pillar (1996), em situações onde o universo amostral é contínuo e há um número

infinito de possíveis unidades amostrais, a variância dos resultados pode depender significativamente do tamanho e da forma dessas unidades. Em ecossistemas com padrões de distribuição espacial heterogêneos, como é o caso do CEB, o uso de unidades amostrais maiores pode ajudar a capturar uma maior variação interna, aumentando a precisão das estimativas, mesmo que isso possa suavizar a percepção de padrões locais específicos.

Nesse contexto, a decisão de utilizar parcelas maiores foi orientada pela necessidade de abranger tanto zonas de alta quanto de baixa densidade de ocorrência de espécies dentro de cada parcela, conforme discutido por Pillar (1996). Este procedimento visa reduzir a variância observada e aumentar a precisão das estimativas ecológicas, mesmo em uma área tão extensa e ecologicamente diversa quanto o CEB.

3.1.3.2 Rarefação Mao Tau

Uma curva acumulativa de espécies foi elaborada segundo o método de rarefação Mao Tau (Colwell; Mao; Chang, 2004). Ele é amplamente utilizado para estimar a riqueza esperada de espécies em um conjunto de dados ecológicos. Este método é particularmente útil para criar curvas de acumulação de espécies, que são gráficos que mostram como o número de espécies observadas aumenta com o número crescente de amostras coletadas.

Colwell (2009) destaca que o método Mao Tau é eficaz na criação de curvas de acumulação do número de espécies observadas. Essas curvas são ferramentas poderosas para visualização e análise da diversidade de espécies em uma área, permitindo aos pesquisadores entender melhor a relação entre o número de espécies e o esforço de amostragem.

Para calcular a riqueza esperada utilizando o método de Mao Tau, é essencial evitar que a ordem em que as espécies são adicionadas ao total influencie os resultados. Para alcançar isso, é comum realizar diversas aleatorizações das amostras. No presente estudo, foram realizadas 1000 aleatorizações das amostras para garantir a robustez dos resultados e a neutralização do efeito da ordem de entrada das espécies, como observado por Dotta (2005).

3.1.3.3 Estimadores de riqueza

A estimativa de riqueza para os dados de ocorrência de espécies por classes de Arthropoda e Chordata foi mensurada por meio do estimador Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1), recomendado para análises de riqueza de alta precisão onde a amostragem apresenta variações na cobertura e distribuição de espécies (HORTAL; BORGES; GASPAR, 2006).

A estimativa de riqueza Jackknife é uma técnica estatística utilizada para prever a riqueza total de espécies em um determinado ambiente, a partir de dados de amostragem. Originalmente desenvolvida para estimativas de tamanho populacional com base em métodos de marcação e recaptura, a técnica foi adaptada para estimar a riqueza de espécies em estudos ecológicos (Santos, 2012).

Existem duas principais variantes desse método: Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1) e Jackknife de segunda ordem (Jackknife 2). Ambas estimam a riqueza total somando a riqueza observada (ou seja, o número de espécies coletadas) a um parâmetro adicional, que é calculado com base no número de espécies raras e no número de amostras (Santos, 2012).

A diferença entre as duas variantes reside no critério utilizado para definir uma espécie como rara. O Jackknife 1 considera como raras as espécies que ocorrem em apenas uma amostra, conhecidas como Uniques. Já o Jackknife 2 amplia essa definição, incluindo tanto as espécies que ocorrem em uma única amostra (Uniques) quanto aquelas que ocorrem em duas amostras, chamadas de Duplicates (Santos, 2012).

Além do estimador Jackknife 1, foi utilizado o estimador Bootstrap, de natureza não paramétrica, que visa estimar a riqueza de espécies com base na frequência de ocorrência das espécies registradas nas amostras. Sua lógica parte do princípio de que espécies que aparecem em poucas amostras — especialmente aquelas registradas apenas uma vez — indicam uma maior probabilidade de haver espécies ainda não detectadas. O estimador Bootstrap aplica uma abordagem de reamostragem com reposição sobre os dados observados, calculando a probabilidade de que uma espécie não ocorra em uma amostra dada sua frequência nos registros anteriores.

A fórmula geral do estimador é expressa como:

$$S_{\text{bootstrap}} = S_{\text{obs}} + \sum_{i=1}^n S_{\text{obs}} (1 - p_i)^n$$

Em que S_{obs} representa o número de espécies observadas, p_i é a proporção de ocorrência da espécie i ao longo das amostras, e n é o número total de amostras. O termo $(1 - p_i)^n$ expressa a probabilidade de que a espécie i não tenha sido observada em uma dada reamostragem. Assim, o estimador Bootstrap estima quantas espécies adicionais poderiam ser esperadas a partir de uma maior cobertura amostral.

Diferentemente de outros estimadores que se baseiam exclusivamente nas espécies únicas ou duplas, o Bootstrap considera todas as frequências de ocorrência, sendo menos sensível a flutuações extremas. Isso o torna especialmente útil em conjuntos de dados moderadamente amostrados, nos quais há indícios de subamostragem, mas também uma presença significativa de espécies recorrentes (Magurran, 2004; Colwell; Coddington, 1994).

3.1.3.4 Índice de Diversidade de Shannon

O índice de Shannon, também conhecido como função Shannon-Wiener, é uma medida amplamente utilizada para quantificar a diversidade de espécies em uma comunidade biológica, com base na teoria da informação. Esse índice pressupõe que, em uma amostra aleatória de uma biocenose infinita, todas as espécies são amostradas. À medida que a distribuição de espécies entre as diferentes classes de parcelas se torna mais equitativa, o número de diferentes classes aumenta, o que gera uma correlação positiva entre a amostra e a diversidade (Krebs, 2014; Magurran, 1955; Lima, Souza, Pederassi, 2016).

Matematicamente, o índice de Shannon é expresso pela fórmula:

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

Aqui, P_i (abundância relativa) é a proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao total de indivíduos na amostra. Essa proporção é desconhecida e, portanto, é estimada através do estimador de verossimilhança, que é dado por

$P_i = n_i/N$, onde n_i é o número de indivíduos de uma espécie específica e N é o número total de indivíduos na amostra. Este método pode produzir resultados tendenciosos, especialmente em situações em que a representatividade das espécies na amostra é baixa (Lima, Souza, Pederassi, 2016).

Os valores do índice de Shannon geralmente variam entre 1,5 e 3,5, embora valores superiores a 4,0 possam ser observados em situações excepcionais, onde a amostra é extremamente grande e diversificada (Margalef, 1983; Lima, Souza, Pederassi, 2016).

Conforme destacado por Krebs (2014), o índice de Shannon mede a incerteza associada à previsão da espécie do próximo indivíduo coletado em uma amostra. Quanto maior a diversidade, maior será a incerteza, refletindo uma comunidade mais complexa e diversificada. Essa abordagem permite que o índice de Shannon seja uma ferramenta poderosa para avaliar a biodiversidade, combinando o número de espécies na comunidade com a abundância relativa das espécies que a compõem.

3.1.3.5 Equitabilidade de Pielou

A Equitabilidade de Pielou é uma métrica utilizada para avaliar a uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies dentro de uma comunidade ecológica. Esta medida fornece uma noção de como a abundância das diferentes espécies está distribuída e o quão próximo essa distribuição está de ser perfeitamente equitativa.

Conforme Krebs (2014) destaca, a equitabilidade mede o quão equilibrada é a distribuição das espécies em uma comunidade, em comparação com um cenário ideal onde todas as espécies teriam a mesma abundância. Quando todas as espécies em uma comunidade têm a mesma abundância, a diversidade atinge seu valor máximo, conhecido como diversidade máxima possível (H_{max}). Essa diversidade máxima é dada pela fórmula $H_{max} = \ln S$, onde S representa o número total de espécies na comunidade (Magurran, 1995).

A equitabilidade de Pielou é então calculada pela razão entre a diversidade observada (H'), medida pelo índice de Shannon, e a diversidade máxima possível (H_{max}). A equação é expressa como:

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Essa razão, J' , varia entre 0 e 1. Um valor de 1 indica que todas as espécies são igualmente abundantes, representando a máxima uniformidade, enquanto valores próximos de 0 indicam que a maioria da abundância está concentrada em poucas espécies, revelando baixa uniformidade (Magurran, 1955).

3.1.3.6 Similaridade de Sørensen-Dice

O índice de Sørensen (S) é uma medida clássica de similaridade entre comunidades baseada em presença e ausência de espécies. Ele varia de 0 a 1, onde 1 indica identidade total e 0 indica ausência completa de espécies compartilhadas.

O índice de Sørensen é amplamente utilizado para comparar a composição de espécies entre pares de locais ao longo de gradientes espaciais, sendo particularmente útil na meta-análise de relações de decaimento da similaridade entre comunidades biológicas. Sua fórmula é expressa em:

$$D = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Onde: **a** = número de espécies presentes em ambas as parcelas; **b** = número de espécies exclusivas da parcela 1; **c** = número de espécies exclusivas da parcela 2.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Composição Faunística do Centro de Endemismo Belém: padrões espaciais e estatísticos

4.1.1 Arthropoda

4.1.1.1 Chelicerata

O subfilo Chelicerata apresentou abundância absoluta equivalente a 197 registros, distribuídos em 57 espécies, pertencentes a 34 gêneros e 21 famílias. Observada a Tabela 1, pode-se afirmar que a família Ixodidae concentrou o maior número de indivíduos (ni = 69; 35,03%), seguida por Phytoseiidae (ni = 36; 18,27%) e Tenuipalpidae (ni = 25; 12,69%). Essas três famílias reuniram mais de 65% da amostragem total. Em nível de gênero, os mais abundantes foram *Amblyomma* (ni = 46), *Brevipalpus* (ni = 24) e *Euseius* (ni = 23), destacando-se pela frequência em contextos de vegetação densa ou de uso humano (Tabela 2).

A riqueza de Ixodidae liderou com n = 21 ssp. (36,84%), seguida por Araneidae (n = 7 ssp.; 12,28%) e Phytoseiidae (n = 4 ssp.; 7,01%) (Tabela 3). Juntas, essas três famílias representaram mais da metade da riqueza do grupo. De acordo com a tabela 4, as espécies mais abundantes foram *Brevipalpus phoenicis* (ni = 24), *Euseius concordis* (ni = 13), *Agistemus pallinii* (ni = 10), *Amblyomma geayi* (ni = 10) e *Euseius alatus* (ni = 10).

Tabela 1 – *Ranking* de Abundância por Família de Chelicerata

Famílias	Abundância	%
Ixodidae	69	35,03
Phytoseiidae	36	18,27
Tenuipalpidae	25	12,69
Laelapidae	14	7,11
Stigmaeidae	10	5,08
Araneidae	8	4,06
Cheyletidae	8	4,06
Tetranychidae	4	2,03
Linyphiidae	3	1,52
Pholcidae	3	1,52
Demais	17	8,63

Fonte: Elaboração própria, 2025.

Tabela 2 – Ranking de Abundância por Gênero de Chelicerata

Gênero	Abundância	%
<i>Amblyomma</i>	46	23,35
<i>Brevipalpus</i>	24	12,18
<i>Euseius</i>	23	11,68
<i>Ixodes</i>	11	5,58
<i>Agistemus</i>	10	5,08
<i>Gigantolaelaps</i>	9	4,57
<i>Cheletomimus</i>	8	4,06
<i>Metaseiulus</i>	7	3,55
<i>Amblyseius</i>	6	3,05
<i>Pneumolaelaps</i>	5	2,54
Demais	48	24,37

Fonte:Elaboração própria, 2025

Tabela 3 – Ranking de Riqueza por Família de Chelicerata

Famílias	Riqueza	%
Ixodidae	21	36,84
Araneidae	7	12,28
Phytoseiidae	4	7,02
Laelapidae	3	5,26
Cheyletidae	2	3,51
Pholcidae	2	3,51
Proctophyllodidae	2	3,51
Salticidae	2	3,51
Tenuipalpidae	2	3,51
Bothriuridae	1	1,75
Demais	11	19,30

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 4- Ranking de Abundância por Espécie de Chelicerata

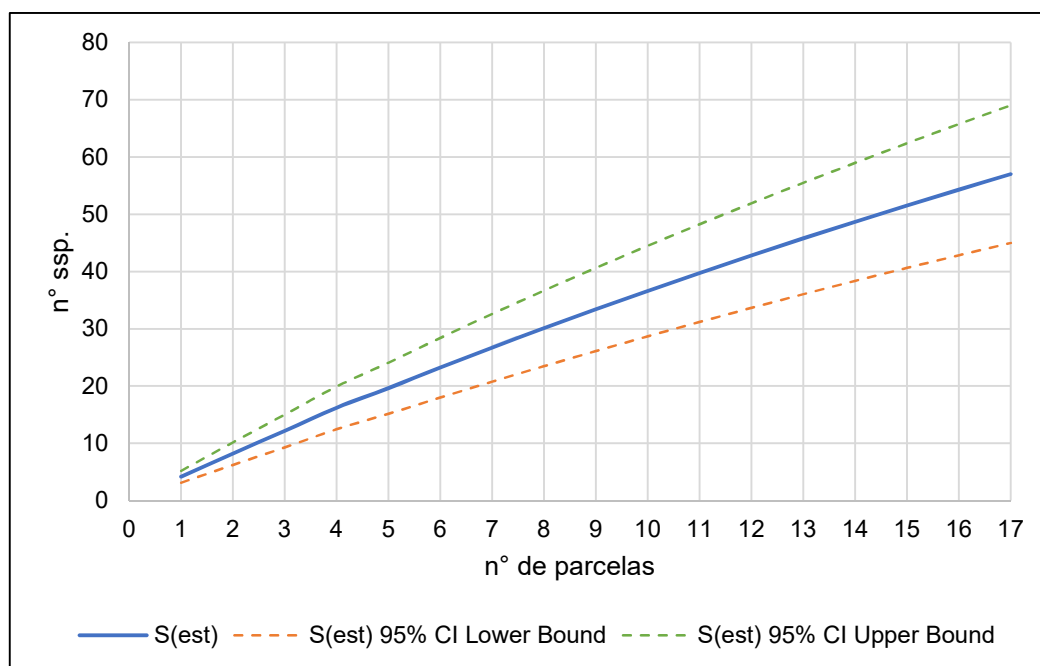
Espécies	Abundância	%
<i>Brevipalpus phoenicis</i>	24	12,18
<i>Euseius concordis</i>	13	6,60
<i>Agistemus pallinii</i>	10	5,08
<i>Amblyomma geayi</i>	10	5,08
<i>Euseius alatus</i>	10	5,08
<i>Amblyomma varium</i>	8	4,06
<i>Ixodes luciae</i>	8	4,06
<i>Metaseiulus adjacentis</i>	7	3,55
<i>Amblyseius largoensis</i>	6	3,05
<i>Amblyomma rotundatum</i>	5	2,54
Demais	96	48,73

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área indicou crescimento contínuo da riqueza com o aumento das parcelas, mas sem atingir uma estabilização clara. Com riqueza observada de $n = 57$ ssp., o intervalo de confiança final foi de $n = 45$ ssp. a $n = 69$ ssp., apontando incerteza quanto à suficiência do esforço amostral e sugerindo que novas parcelas poderiam ampliar significativamente a diversidade registrada (Gráfico 1).

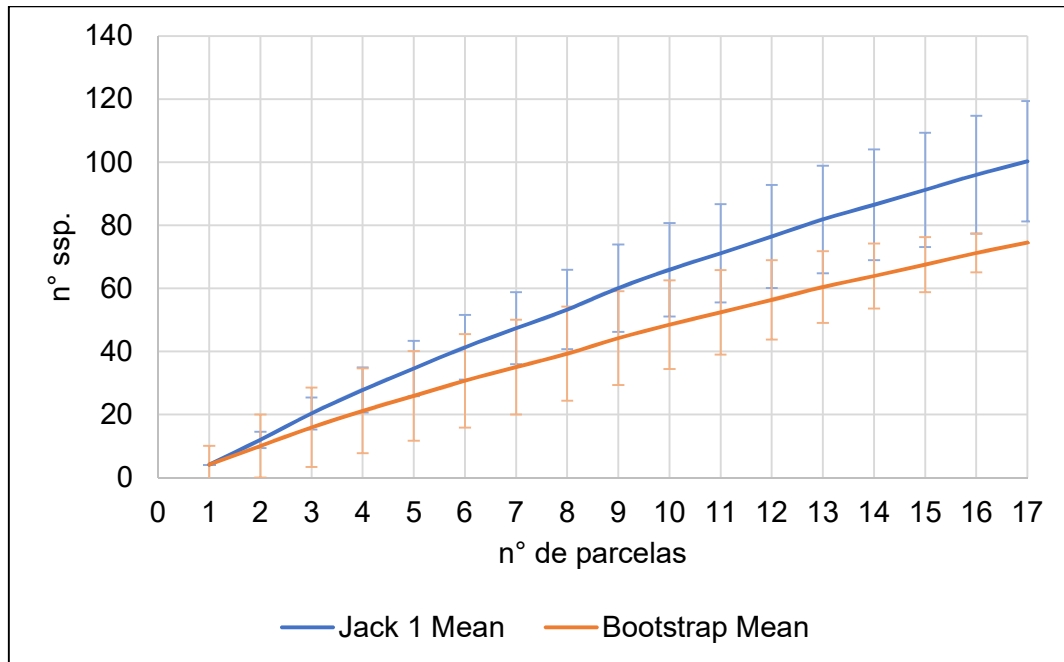
As estimativas de riqueza foram de $n = 100,29$ ssp. pelo método Jackknife 1 (desvio padrão de 19,10) e $n = 74,53$ ssp. pelo Bootstrap (sem variação). A partir desses dados, a suficiência amostral foi de 56,8% em relação ao Jackknife 1 e 76,5% em relação ao Bootstrap, confirmando que a amostragem capturou uma fração representativa da diversidade do grupo, mas ainda aquém do total estimado (Gráfico 2).

Gráfico 1 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Chelicerata



Fonte: Elaboração própria, 2025

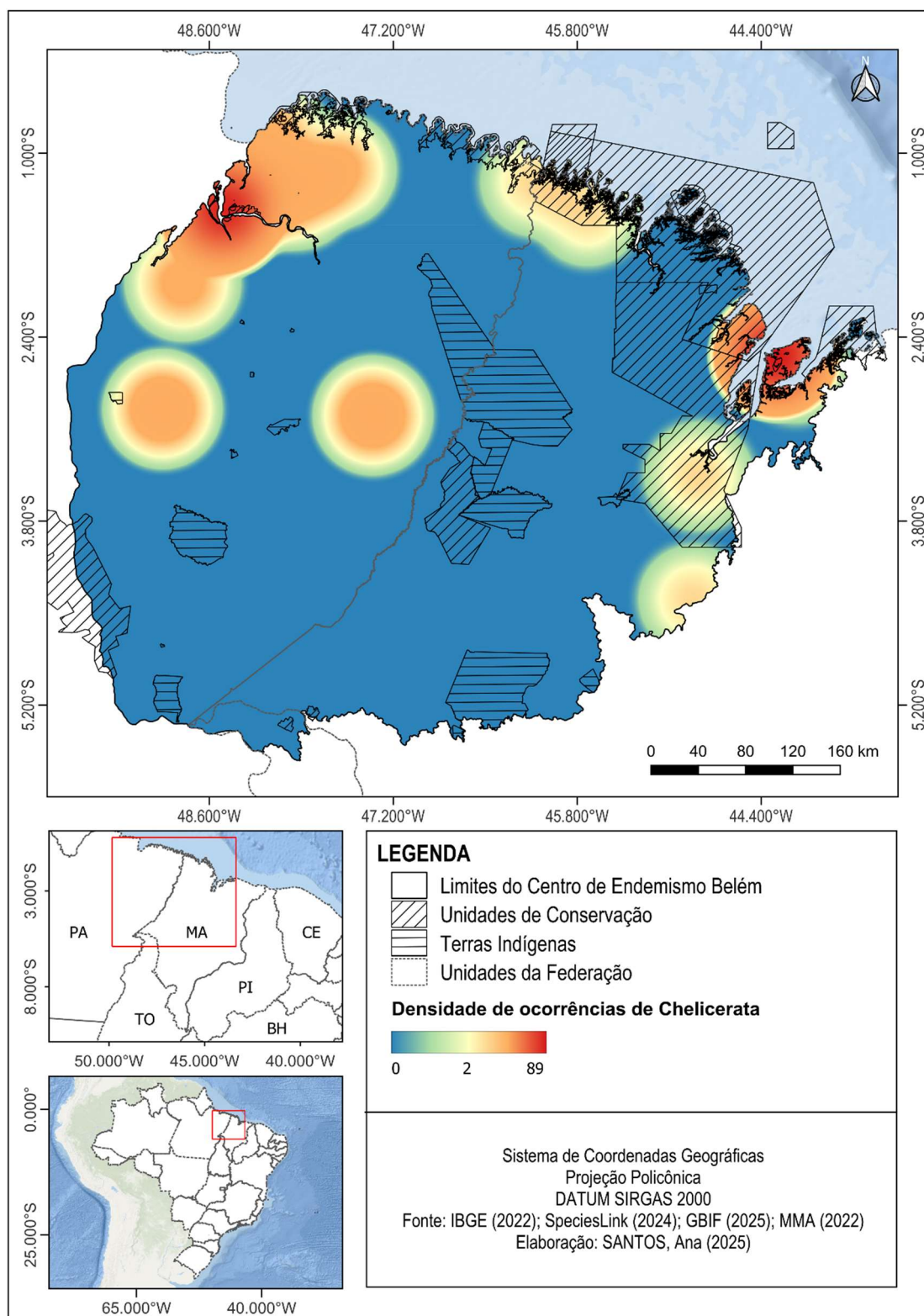
Gráfico 2 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Chelicerata



Fonte: Elaboração própria, 2025

A cobertura amostral de Chelicerata no CEB é extremamente restrita a pequenas observações esparsas. A baixa abundância absoluta de $n_i=197$ reflete à densidade de ocorrências associadas a manchas urbanas dispostas ao longo da área de estudo. As áreas mais abundantes correspondem às capitais de Belém e São Luís e contam com concentrações entre 80 e 90 indivíduos, enquanto as demais áreas possuem até 3 indivíduos (Mapa 7).

Mapa 3 - Densidade de Ocorrência de Chelicerata no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A equitabilidade de Pielou teve média de $J' = 0,94$, com valores máximos ($J' = 1$) em manguezais próximos ao grupo de Resex situadas ao extremo noroeste, na porção correspondente ao Pará, assim como em uma amostra de mancha urbana na capital de São Luís. Essas unidades indicam que a distribuição das espécies nesses ambientes foi altamente uniforme, ainda que a abundância total tenha sido baixa. Outros valores elevados ($J' > 0,9$) foram observados em áreas urbanas desconectas espacialmente, sugerindo que os ambientes urbanos apresentaram, de modo geral, equilíbrio significativo na distribuição das espécies do grupo, como é o caso de *Rhipicephalus sanguineus* (Latreille, 1806).

A diversidade de Shannon-Wiener apresentou média de $H' = 0,7$. Os maiores valores ($H' = 1,9$ a $2,9$) demonstram que a maior heterogeneidade de espécies ocorreu em unidades de área urbana, especialmente em parcelas próximas, coincidentes com zonas de maiores valores de densidade de registros. Isso sugere a existência de microambientes urbanos com condições que favorecem a coexistência de múltiplas espécies de Chelicerata. Em contrapartida, as parcelas mais isoladas, em áreas de formação florestal, mangue, formação campestre, florestas alagáveis e pastagem apresentaram $H' = 0$, indicando ausência local de diversidade para o grupo em áreas de vegetação mais específica ou homogênea. Esses valores refletem o baixo esforço amostral, com valores de suficiência baixos à medianos.

A partir da análise da similaridade pelo método Sørensen-Dice, é possível afirmar a natureza hierárquica das áreas de ocorrência de representantes da classe Chelicerata no CEB. Mesmo para os pares de parcelas vizinhos com maiores valores de diversidade de Shannon-Wiener, a similaridade obtida é baixa, em torno de 25% (Apêndice A).

4.1.1.2 Myriapoda

A classe Myriapoda foi registrada com $n_i = 14$, em $n = 3$ ssp., pertencentes a 3 gêneros e 2 famílias. A abundância foi dominada pela família Scolopendridae ($n_i = 11$; 78,57%), seguida por Scutigeridae ($n_i = 3$; 21,43%) (Tabela 5). A estrutura de abundância foi fortemente concentrada, com o gênero *Scolopendra* responsável por 42,86% dos registros, seguido por *Dinocryptops* (35,71%) e *Pselliodes* (21,43%) (Tabela 6). Cada gênero e espécie contribuiu de maneira

proporcional à sua respectiva família, com nenhum táxon dominante o suficiente para mascarar a composição geral da amostragem (Tabelas 7 e 8).

Tabela 5 – Ranking de Abundância por Família de Myriapoda

Família	Abundância	%
Scolopendridae	11	78,57
Scutigerae	3	21,43

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 6 – Ranking de Abundância por Gênero de Myriapoda

Gênero	Abundância	%
<i>Scolopendra</i>	6	42,86
<i>Dinocryptops</i>	5	35,71
<i>Pselliodes</i>	3	21,43

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 7 – Ranking de Riqueza por Família de Myriapoda

Família	Riqueza	%
Scolopendridae	2	66,67
Scutigerae	1	33,33

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 8 – Ranking de Abundância por Espécie de Myriapoda

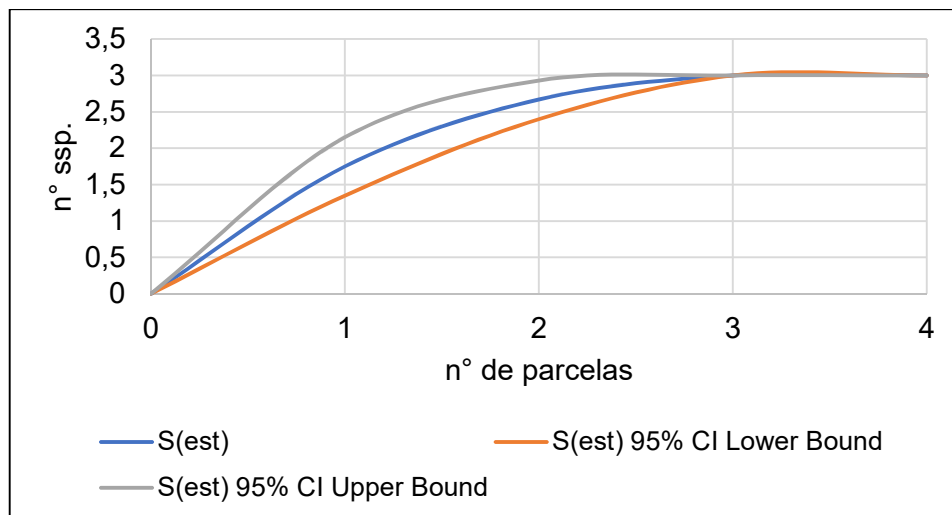
Espécies	Abundância	%
<i>Scolopendra viridicornis</i>	6	42,86
<i>Dinocryptops miersii</i>	5	35,71
<i>Pselliodes guildingii</i>	3	21,43

Fonte: Elaboração própria, 2025

A riqueza observada de $n = 3$ ssp. foi constante a partir da terceira parcela amostrada. A curva de acumulação espécie-área demonstrou rápida saturação, com $S(est) = 3$ já a partir da terceira amostra, sem variação nos intervalos de confiança ou nos desvios padrão (Gráfico 3). As estimativas de riqueza foram igualmente baixas: Jackknife 1 = 3 (desvio padrão = 0) e Bootstrap = 3,13 (sem variação), o que confirma a estabilidade da curva e sugere baixa complexidade interna da comunidade registrada (Gráfico 4). A suficiência amostral foi de 100%

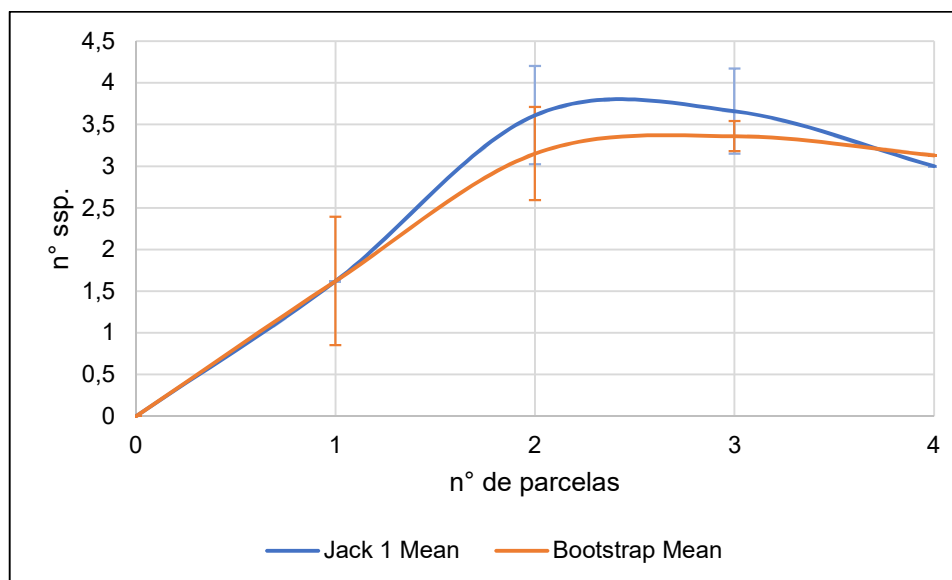
em relação ao Jackknife 1 e de 95,8% em relação ao Bootstrap — valores que, apesar de altos, devem ser interpretados com cautela, considerando o reduzido número de parcelas (4) e a baixa abundância absoluta do grupo no conjunto da área estudada.

Gráfico 3 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Myriapoda



Fonte: Elaboração própria, 2025

Gráfico 4 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Myriapoda

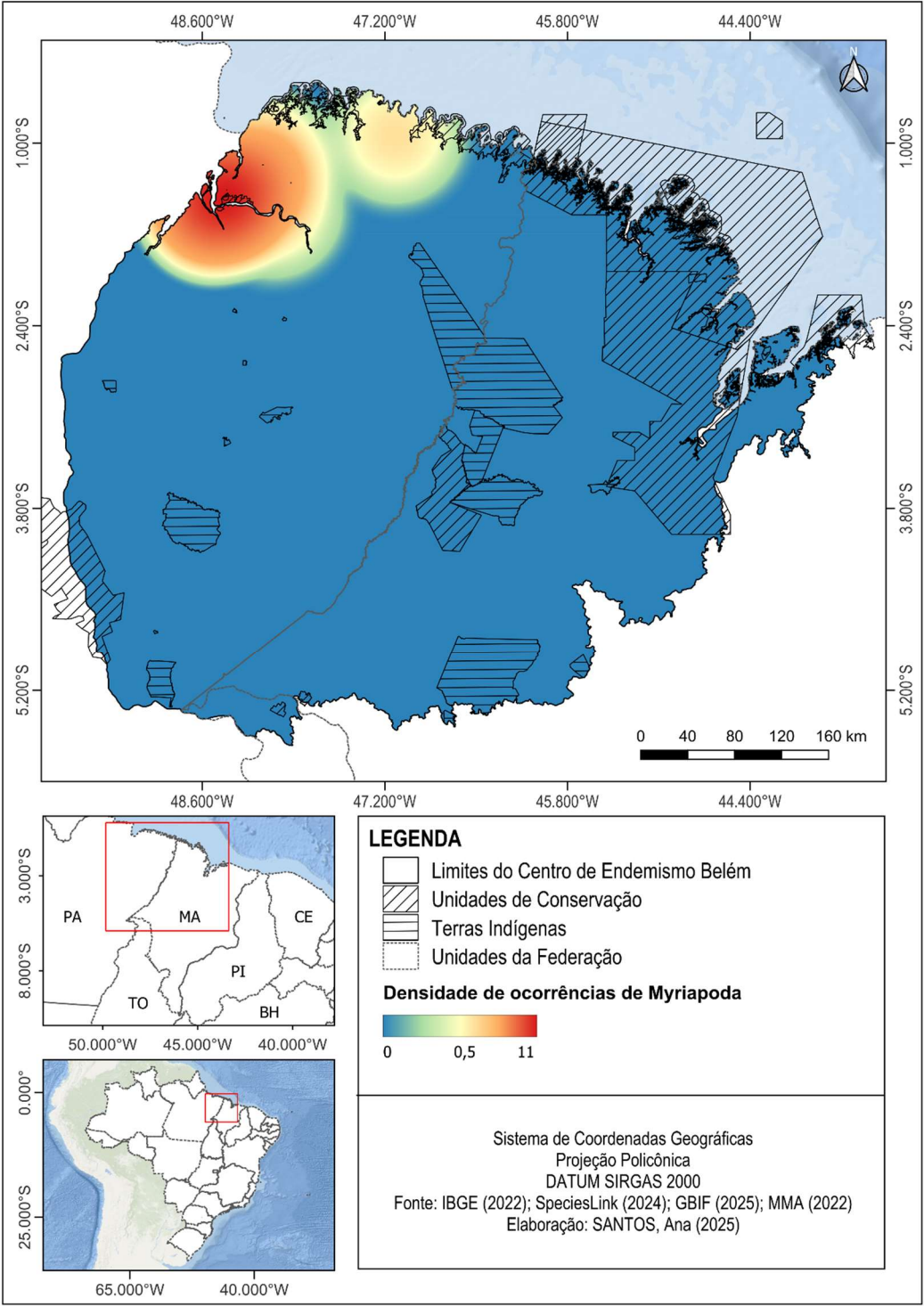


Fonte: Elaboração própria, 2025

A baixa cobertura amostral e abundâncias são expressas no Mapa 4. As amostras se concentram nas proximidades de Belém com leve dispersão para a

porção mais ao norte, nas reentrâncias. Um todas de 100% foram encontradas em áreas urbanas.

Mapa 4 – Densidade de Ocorrência Myriapoda no CEB (1800-2025)



A equitabilidade de Pielou teve média de $J' = 0,98$, e o índice de Shannon-Wiener apresentou média de $H' = 0,44$. Esses valores refletem uma comunidade

pobre em espécies, mas com distribuição razoavelmente equilibrada entre os táxons registrados. As quatro parcelas amostradas foram localizadas em áreas de uso urbano correspondentes às manchas de densidade do mapa 4. Dessas, apenas duas, situadas próximas à Belém apresentaram diversidade maior que zero ($H' = 0,6931$; $J' = 1$ e $H' = 1,061$; $J' = 0,9656$). As outras duas correspondentes a mancha menor, nas reentrâncias, não apresentaram diversidade ($H' = 0$), evidenciando a dominância absoluta de um único táxon.

A proximidade entre as parcelas mais ricas, localizadas em região urbana de Belém, sugere um padrão de continuidade local para Myriapoda em ambientes antrópicos. Ambas mantêm alta equitabilidade ($J' > 0,96$), o que pode indicar a presença de espécies generalistas tolerantes à urbanização. A queda brusca de diversidade nas parcelas à norte, no entanto, pode estar associada à limitação de dispersão de algumas espécies do grupo ou a microvariações ambientais que afetam diretamente sua presença, mesmo em um mesmo tipo de uso do solo. Essa oscilação entre parcelas próximas evidencia sensibilidade local e reforça a necessidade de amostragem mais ampla para grupos com baixa densidade.

Por fim, destaca-se que Myriapoda foi o grupo com menor riqueza observada, menor abundância absoluta e menor número de parcelas amostradas dentre todos os grupos do Reino Animalia neste estudo. Essas limitações devem ser levadas em consideração ao se interpretar os padrões ecológicos, uma vez que a baixa cobertura amostral reduz a robustez das inferências sobre a distribuição e estrutura das comunidades desse grupo.

O cladograma gerado a partir do método Sørensen-Dice evidencia alta dependência da proximidade espacial entre as parcelas na estrutura da riqueza das mesmas. As parcelas mais diversas em Belém demonstraram similaridade de quase 80% entre si, quase 60% com a seguinte, e por fim, 0% com a parcela presente na mancha de menor abundância (Apêndice B).

4.1.1.3 Crustacea

A classe Crustacea apresentou 244 registros, distribuídos em $n = 85$ ssp., pertencentes a 58 gêneros e 42 famílias. As famílias mais abundantes observadas na Tabela 9 foram Ucididae ($n_i = 46$; 18,85%), Ocypodidae ($n_i = 23$;

9,43%) e Pseudodiaptomidae (ni = 22; 9,02%). Essas três famílias somaram mais de um terço da abundância total da classe. Entre os gêneros, destacaram-se *Ucides* (ni = 51), *Pseudodiaptomus* (ni = 22), *Uca* (ni = 17) e *Fistulobalanus* (ni = 16), que juntos representaram cerca de 45% dos indivíduos registrados (Tabela 10).

Quanto à riqueza (Tabela 11), a família Ocypodidae foi a mais diversa, com n = 9 ssp. (10,6%), seguida por Palaemonidae, Portunidae e Sesarmidae (n = 6 ssp. cada). As dez famílias mais ricas concentraram cerca de metade da diversidade da classe no CEB. As espécies mais registradas foram *Ucides cordatus* (ni = 51), *Fistulobalanus citerosum* (ni = 16), *Pseudodiaptomus acutus* (ni = 11) e *Pseudodiaptomus richardi* (ni = 9), com ampla ocorrência nas parcelas costeiras e estuarinas (Tabela 12).

Tabela 9 – Ranking de Abundância por Família de Crustacea

Família	Abundância	%
Ucididae	46	18,85
Ocypodidae	23	9,43
Pseudodiaptomidae	22	9,02
Balanidae	16	6,56
Cyclopidae	13	5,33
Sesarmidae	13	5,33
Portunidae	11	4,51
Oithonidae	8	3,28
Grapsidae	7	2,87
Palaemonidae	6	2,46
Demais	79	32,38

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 10 – Ranking de Abundância por Gênero de Crustacea

Gênero	Abundância	%
<i>Ucides</i>	51	20,90
<i>Pseudodiaptomus</i>	22	9,02
<i>Uca</i>	17	6,97
<i>Fistulobalanus</i>	16	6,56
<i>Apocyclops</i>	8	3,28
<i>Oithona</i>	8	3,28
<i>Callinectes</i>	6	2,46
<i>Achelous</i>	5	2,05
<i>Macrobrachium</i>	5	2,05
<i>Yansacyclops</i>	5	2,05
Demais	101	41,39

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 11 – Ranking de Riqueza por Família de Crustacea

Família	Riqueza	%
Ocypodidae	9	10,59
Palaemonidae	6	7,06
Portunidae	6	7,06
Sesarmidae	6	7,06
Pseudodiaptomidae	4	4,71
Oithonidae	3	3,53
Panopeidae	3	3,53
Paracalanidae	3	3,53
Penaeidae	3	3,53
Acartiidae	2	2,35
Demais	42	49,41

Fonte: Elaboração própria, 2025

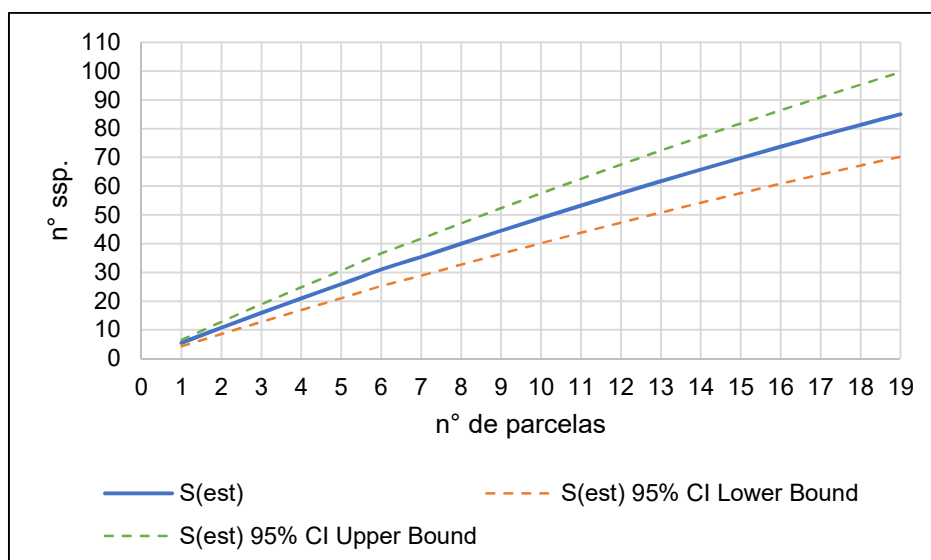
Tabela 12 – Ranking de Abundância por Espécie de Crustacea

Espécies	Abundância	%
<i>Ucides cordatus</i>	51	20,90
<i>Fistulobalanus citerosum</i>	16	6,56
<i>Pseudodiaptomus acutus</i>	11	4,51
<i>Pseudodiaptomus richardi</i>	9	3,69
<i>Apocyclops panamensis</i>	8	3,28
<i>Yansacyclops ferrarii</i>	5	2,05
<i>Clibanarius vittatus</i>	4	1,64
<i>Metasesarma rubripes</i>	4	1,64
<i>Pachygrapsus gracilis</i>	4	1,64
<i>Acartia lilljeborgii</i>	3	1,23
Demais	129	52,87

Fonte: Elaboração própria, 2025

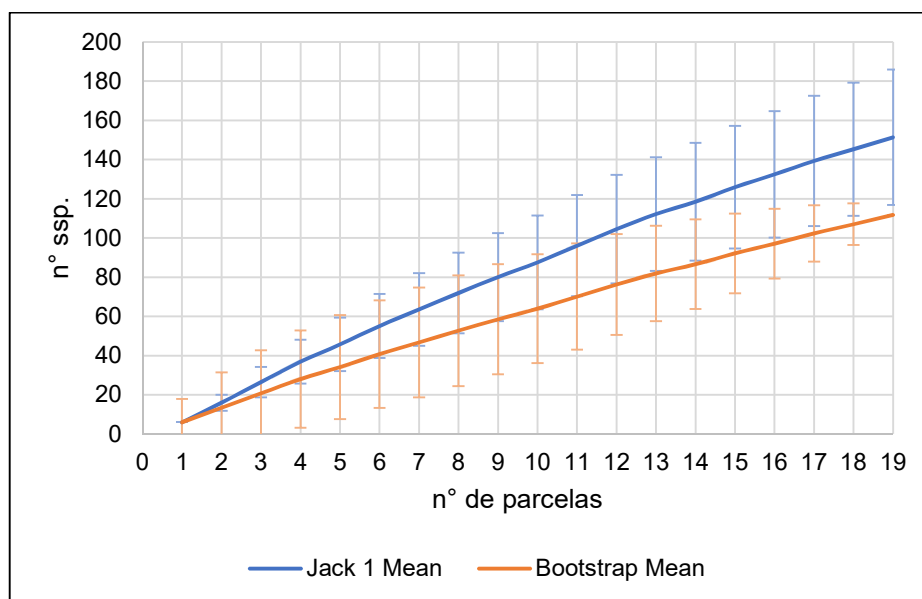
A curva de acumulação espécie-área (Gráfico 5) não apontou uma tendência de estabilização gradual a partir da 19ª parcela, com riqueza observada $n = 85$ ssp. O intervalo de confiança no ponto final da curva variou entre $n = 70,31$ ssp. e $n = 99,69$ ssp., indicando que a diversidade real pode ser superior à registrada. Os estimadores Jackknife 1 e Bootstrap projetaram, respectivamente, $n = 151,32$ ssp. (desvio padrão de 34,55) e $n = 111,75$ ssp. (desvio padrão de 0) até a última parcela (Gráfico 6). A suficiência amostral foi de 56,2% em relação ao Jackknife 1 e 76,1% em relação ao Bootstrap, evidenciando que, apesar do esforço expressivo, parte da riqueza potencial excede consideravelmente a amostrada.

Gráfico 5 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Crustacea



Fonte: Elaboração própria, 2025

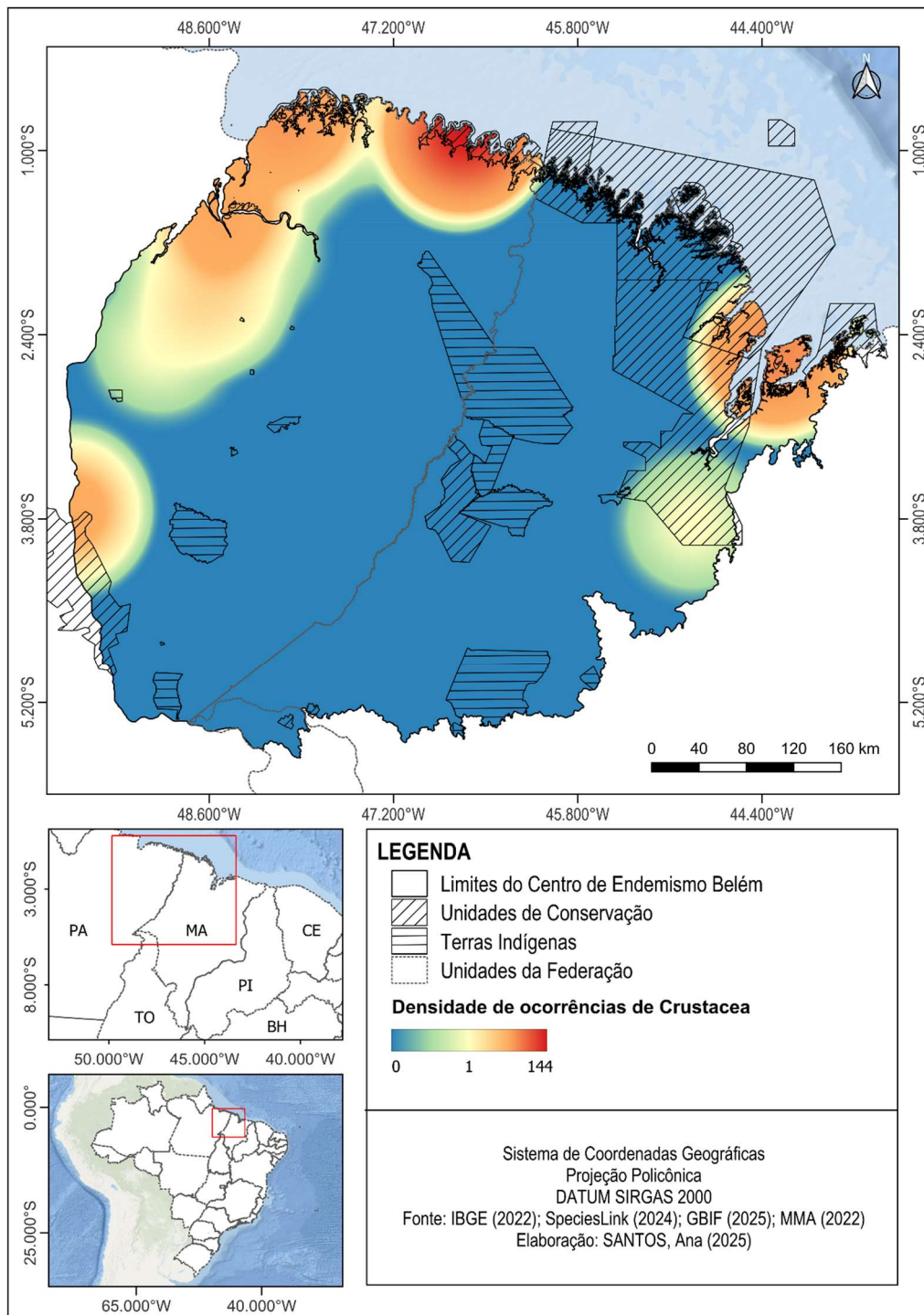
Gráfico 6 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Crustacea



Fonte: Elaboração própria, 2025

A densidade de indivíduos representantes de Crustacea no CEB se dá em favor da predominância de ocorrências em função da abundância de corpos hídricos em ambientes sujeitos a regimes de marés, sobretudo em sobreposição aos limites da Resex Marinha Caeté-Taperaçu (Mapa 5). A abundância em rios, lagos e oceanos equivale a 60%, enquanto manguezais contam com abundância relativa de 24,6%.

Mapa 5 - Densidade de Ocorrência de Crustacea no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A equitabilidade de Pielou apresentou média de $J' = 0,92$, com valor máximo ($J' = 1$) em floresta alagável e ambiente costeiro de rio, lago ou oceano em parcelas vizinhas nas reentrâncias do Pará e Ilha do Maranhão sugerindo uma distribuição equilibrada das espécies em ambientes aquáticos de transição.

A diversidade, medida pelo índice de Shannon-Wiener, apresentou média de $H' = 0,75$, valor considerado baixo a moderado para o grupo. Os maiores índices ($H' = 2,4$ a $3,6$) ocorreram em parcelas de ambientes com abundância de recursos hídricos, o que reforça a importância dessas áreas de interface hídrica como espaços de maior complexidade ecológica para os crustáceos.

A análise do cladograma de similaridade possibilita inferir que há moderada à alta semelhança estrutural em toda faixa do sistema costeiro abrangido pelo CEB (Apêndice C). Os valores de similaridade igual a 100% em dois pares de parcelas que se assemelham em cerca de 65% nas áreas mais abundantes em ambientes de abundância hídrica, mangues e florestas alagáveis sinaliza a relevância desse ecossistema ao manejo das comunidades presentes, assim como a necessidade de direcionamento de esforço amostral maior na APA das Reentrâncias Maranhenses.

4.1.1.4 Hexapoda

A classe Hexapoda apresentou 18.921 registros, distribuídos em $n = 1160$ ssp., pertencentes a 533 gêneros e 96 famílias. A família Apidae liderou em abundância absoluta com $n_i = 9515$ (50,29%), seguida por Culicidae ($n_i = 2690$; 14,22%) e Psychodidae ($n_i = 2326$; 12,29%) (Tabela 13). Juntas, essas três famílias concentraram mais de 75% de todos os registros do grupo. Em termos de abundância por gênero (Tabela 14), os mais representativos foram *Trigona* ($n_i = 2506$), *Centris* ($n_i = 1627$) e *Apis* ($n_i = 1616$).

Quanto à riqueza de espécies de Hexapoda por família no CEB (Tabela 15), destacaram-se novamente Apidae ($n = 182$ ssp.), seguida por Nymphalidae ($n = 117$ ssp.) e Culicidae ($n = 102$ ssp.). As dez famílias mais ricas somaram aproximadamente 64% da diversidade total registrada para a classe. Ao se verificar o ranking de abundância da tabela 16, ganham destaque *Trigona pallens* ($n_i = 1938$), *Apis mellifera* ($n_i = 1616$) e *Centris decolorata* ($n_i = 845$).

Tabela 13 – Ranking de Abundância por Família de Hexapoda

Família	Abundância	%
Apidae	9515	50,29
Culicidae	2690	14,22
Psychodidae	2326	12,29
Nymphalidae	1821	9,62

Família	Abundância	%
Ceratopogonidae	624	3,30
Membracidae	144	0,76
Sciomyzidae	138	0,73
Phlaeothripidae	123	0,65
Formicidae	118	0,62
Pieridae	117	0,62
Demais	1305	6,90

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 14 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Hexapoda

Gênero	Abundância	%
Trigona	2506	13,24
Centris	1627	8,59
Apis	1616	8,54
Haemagogus	887	4,68
Ptilotrigona	828	4,37
Wyeomyia	740	3,91
Micropygomyia	479	2,53
Partamona	452	2,38
Hamadryas	416	2,19
Nyssomyia	392	2,07
Demais	8978	47,44

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 15 – *Ranking* de Riqueza por Família de Hexapoda

Família	Riqueza	%
Apidae	182	15,69
Nymphalidae	117	10,09
Culicidae	102	8,79
Psychodidae	67	5,78
Formicidae	63	5,43
Ceratopogonidae	58	5,00
Phlaeothripidae	41	3,53
Sphingidae	41	3,53
myrmicinae	39	3,36
Membracidae	37	3,19
Demais	424	36,55

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 16 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Hexapoda

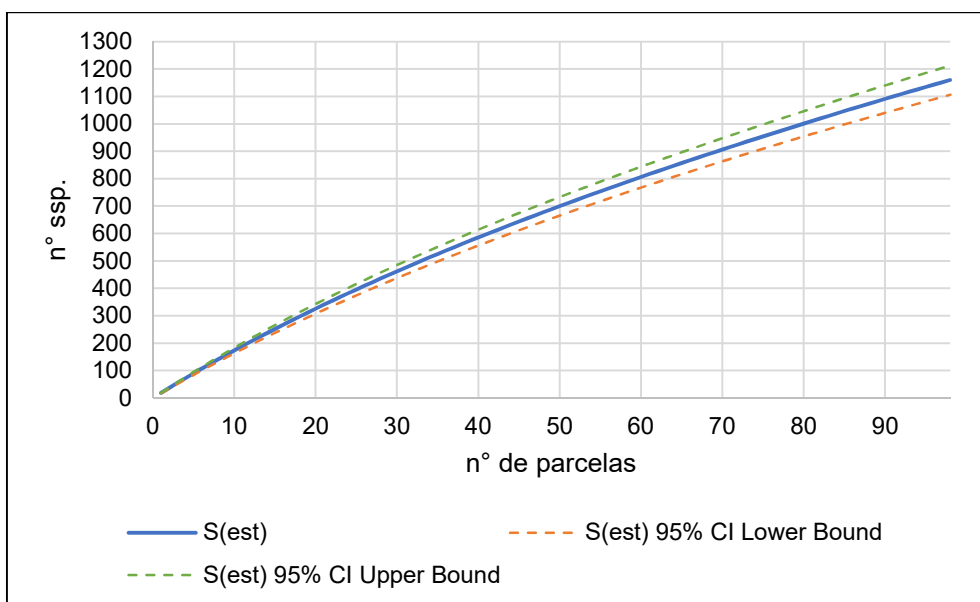
Espécies	Abundância	%
<i>Trigona pallens</i>	1938	10,24259
<i>Apis mellifera</i>	1616	8,540775
<i>Centris decolorata</i>	845	4,465937
<i>Ptilotrigona lurida</i>	828	4,37609
<i>Haemagogus spegazzinii</i>	652	3,445907
<i>Nyssomyia antunesi</i>	330	1,744094

Espécies	Abundância	%
<i>Centris aenea</i>	269	1,421701
<i>Exomalopsis analis</i>	260	1,374135
<i>Nannotrigona punctata</i>	246	1,300143
<i>Micropygomyia trinidadensis</i>	240	1,268432
Demais	11697	61,8202

Fonte: Elaboração própria, 2025

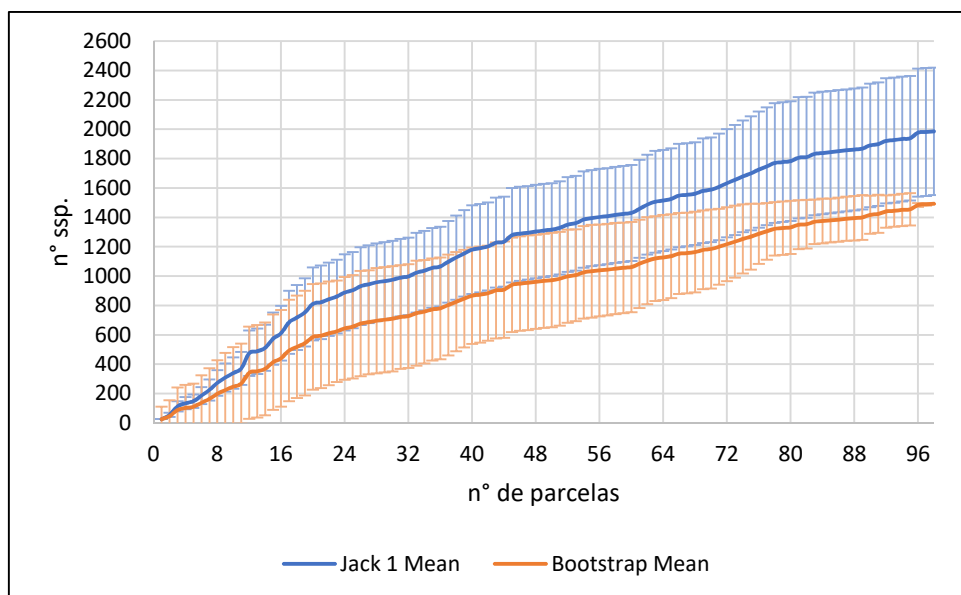
A curva de acumulação espécie-área, construída com base em 98 parcelas, revelou crescimento constante da riqueza estimada, sem tendência clara de estabilização ao final da amostragem (Gráfico 7). O ponto final da curva apresenta riqueza observada de $n = 1160$ ssp., com intervalo de confiança entre $n = 1107,06$ ssp. e $n = 1212,94$ ssp., reforçando a possibilidade de subestimativa da riqueza total. O gráfico 8 mostra que a estimativa de riqueza pelo método Jackknife 1 foi de $n = 1985,49$ ssp. (desvio padrão de 434,52), e pelo Bootstrap, de $n = 1492,30$ ssp. (sem variação). A suficiência amostral foi de 58,4% em relação ao Jackknife 1 e 77,7% em relação ao Bootstrap, indicando um bom desempenho da amostragem, ainda que sem esgotamento completo da diversidade potencial.

Gráfico 7 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Hexapoda



Fonte: Elaboração própria, 2025

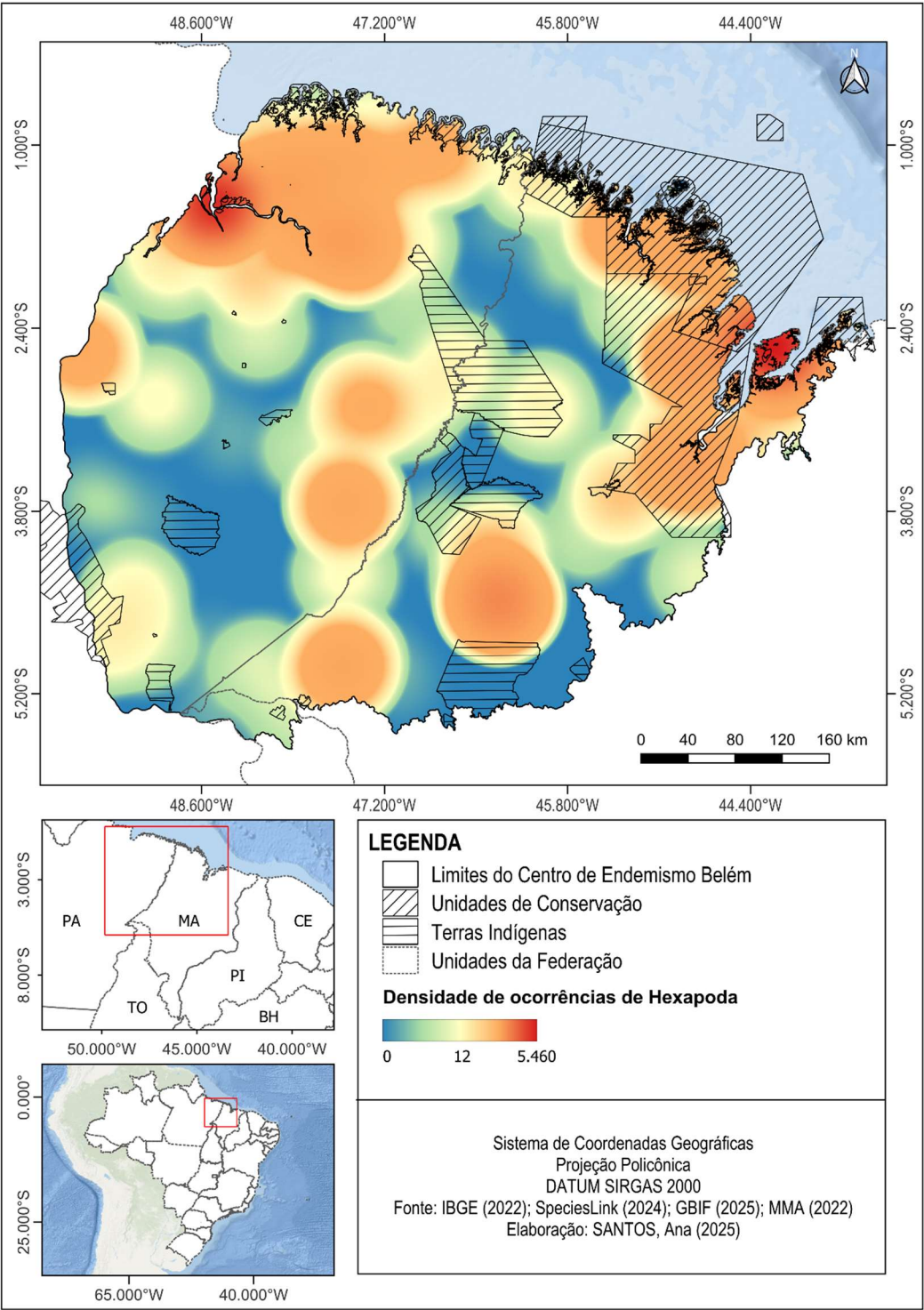
Gráfico 8 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Hexapoda



Fonte: Elaboração própria, 2025

O mapa de densidade de ocorrências de Hexapoda demonstra maiores abundâncias concentradas nas capitais de Belém-PA e São Luís-MA, em torno de 5.000 registros cada. Contudo as demais amostras indicam alta cobertura amostral, contabilizando 98 parcelas. Mais de 87% desses registros são encontrados em áreas urbanas e formações de pastagem nas duas extremidades opostas e na região central do CEB (Mapa 6).

Mapa 6 - Densidade de Ocorrência de Hexapoda no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

As parcelas com maior diversidade de *Hexapoda*, medidas pelo índice de Shannon-Wiener (H'), concentram-se majoritariamente em áreas urbanas desconectas espacialmente, com diversidade chegando até $H'=4,7$. Esse

agrupamento pode refletir, em parte, um viés de amostragem, considerando que ambientes urbanos são mais acessíveis e, portanto, podem ter recebido maior esforço de coleta. Isso significa que os valores elevados de diversidade observados nessas unidades nem sempre indicam habitats ecologicamente mais adequados ao grupo, mas sim maior intensidade de registro.

Outro fator relevante é a possível presença de espécies generalistas e resilientes, que tendem a ocupar uma ampla variedade de ambientes, inclusive aqueles com maior grau de perturbação. A combinação do esforço amostral e flexibilidade ecológica pode inflacionar os valores de riqueza e diversidade observados em determinadas parcelas.

Entre as unidades mais diversas, observam-se diferentes comportamentos em relação à equitabilidade. Parcelas vizinhas com usos identificados como urbano e florestas apresentaram alta equitabilidade na Região Tocantina do Maranhão ($J' > 0,9$), indicando distribuição mais uniforme entre as espécies registradas. Em contraste, amostras em uso urbano trecho entre a sede de Belém e a Resex do Maracanã demonstraram uma estrutura comunitária mais dominada (equitabilidade entre $J' = 0,66$ e $J' = 0,74$), com maior concentração de indivíduos em poucos táxons. Isso evidencia que a alta riqueza não necessariamente se traduz em alta equitabilidade, especialmente em ambientes urbanos com composição heterogênea. As duas parcelas de formação florestal entre as mais diversas na Ilha do Maranhão e município de São Francisco do Brejão mostraram equilíbrio entre riqueza e equitabilidade, sugerindo que ambientes com cobertura vegetal mais conservada favorecem a coexistência entre espécies.

De forma geral, as parcelas mais diversas de *Hexapoda* apresentaram valores de H' superiores à média (1,21) e, em sua maioria, valores de J' também superiores a 0,8, caracterizando diversidade elevada no sentido estrito adotado neste trabalho. No entanto, a interpretação desses padrões requer cautela, considerando o possível viés de amostragem e a influência de espécies amplamente distribuídas, que podem estar super-representadas em determinados contextos espaciais.

De acordo com o cladograma no apêndice D, as florestas mais diversas na Ilha do Maranhão têm 67% de similaridade com a estrutura da parcela localizada na região central da APA da Baixada Maranhense. Ademais, as

parcelas de uso urbano com mais de 65% de similaridade não demonstram valores altos de similaridade com as demais parcelas, isto é, próximos a 20%. As maiores similaridades não expressam dependência espacial ou de semelhança de classes de uso e cobertura.

4.1.2 Chordata

4.1.2.1 Pisces

A classe Pisces apresentou abundância absoluta de $ni = 3.455$, distribuídos em $n = 750$ ssp., pertencentes a 360 gêneros e 100 famílias. A família Characidae foi a mais representativa em número de indivíduos ($ni = 587$), o que equivale a 16,99% da abundância total, seguida por Cichlidae ($ni = 309$; 8,94%) e Sciaenidae ($ni = 183$; 5,30%). De acordo com a Tabela 17, as dez famílias mais abundantes concentram aproximadamente 52,5% dos registros da classe no Centro de Endemismo Belém (CEB). Já em nível de gênero, destacam-se *Hemigrammus* ($ni = 119$), *Moenkhausia* ($ni = 86$) e *Crenicichla* ($ni = 80$), com abundâncias superiores a 2% (Tabela 18).

Quanto à riqueza (Tabela 19), Characidae também lidera, com $n = 112$ ssp. (14,93%), seguida por Cichlidae ($n = 56$ ssp.; 7,47%) e Loricariidae ($n = 48$ ssp.; 6,40%). As dez famílias mais ricas concentram cerca de 47% da diversidade registrada, indicando a forte representação de determinados grupos taxonômicos na região. As espécies com maior número de registros foram *Bryconops melanurus* ($ni = 56$), *Aequidens tetramerus* ($ni = 49$) e *Hemigrammus rodwayi* ($ni = 45$), embora a maior parte da abundância esteja dispersa entre um grande número de espécies menos frequentes (Tabela 20).

Tabela 17 – *Ranking* de Abundância por Família de Pisces

Família	Abundância	%
Characidae	587	16,99
Cichlidae	309	8,94
Sciaenidae	183	5,30
Loricariidae	147	4,25
Lebiasinidae	124	3,59
Pimelodidae	106	3,07
Engraulidae	96	2,78
Carangidae	90	2,60
Curimatidae	88	2,55
Ariidae	85	2,46
Demais	1.640	47,47

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 18 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Pisces

Gênero	Abundância	%
<i>Hemigrammus</i>	119	3,44
<i>Moenkhausia</i>	86	2,49
<i>Crenicichla</i>	80	2,32
<i>Nannostomus</i>	76	2,20
<i>Bryconops</i>	69	2,00
<i>Hyphessobrycon</i>	64	1,85
<i>Acestrorhynchus</i>	54	1,56
<i>Cynoscion</i>	54	1,56
<i>Aequidens</i>	50	1,45
<i>Mugil</i>	50	1,45
Demais	2.753	79,68

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 19 – *Ranking* de Riqueza por Família de Pisces

Família	Riqueza	%
Characidae	112	14,93
Cichlidae	56	7,47
Loricariidae	48	6,40
Sciaenidae	33	4,40
Pimelodidae	32	4,27
Curimatidae	30	4,00
Auchenipteridae	23	3,07
Anostomidae	22	2,93
Ariidae	22	2,93
Callichthyidae	19	2,53
Demais	398	53,07

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 20 – Ranking de Abundância por Espécie de Pisces

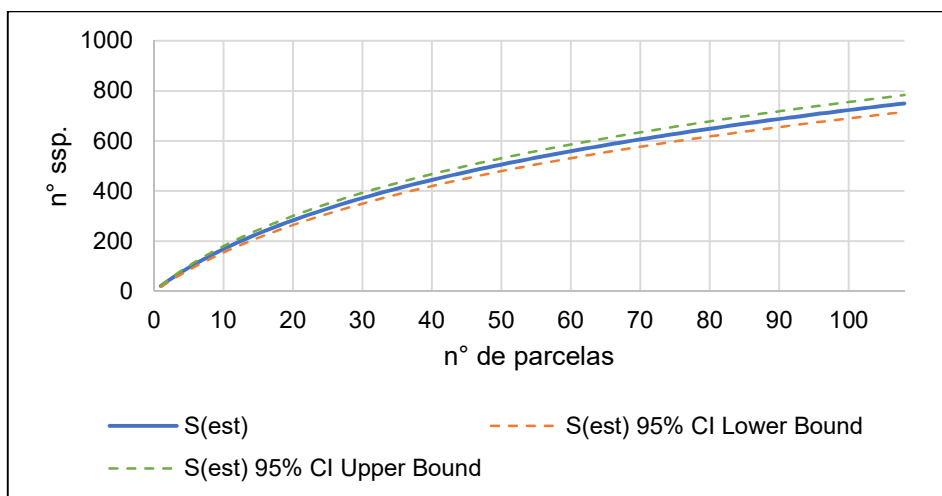
Espécies	Abundância	%
<i>Bryconops melanurus</i>	56	1,62
<i>Aequidens tetramerus</i>	49	1,42
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	45	1,30
<i>Hoplias malabaricus</i>	37	1,07
<i>Potamorhaphis guianensis</i>	32	0,93
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	31	0,90
<i>Batrachoides surinamensis</i>	30	0,87
<i>Sternopygus macrurus</i>	29	0,84
<i>Nannostomus beckfordi</i>	27	0,78
<i>Astyanax bimaculatus</i>	25	0,72
Demais	3.094	89,55

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área indica tendência à estabilização da riqueza a partir de 100 parcelas, com riqueza observada de $n = 750$ ssp. No entanto, o intervalo de confiança para esse valor varia entre $n = 716$ ssp. e $n = 783,6$ ssp., sugerindo que a riqueza real da classe pode ser ligeiramente inferior ou superior, dependendo da ampliação do esforço amostral (Gráfico 9).

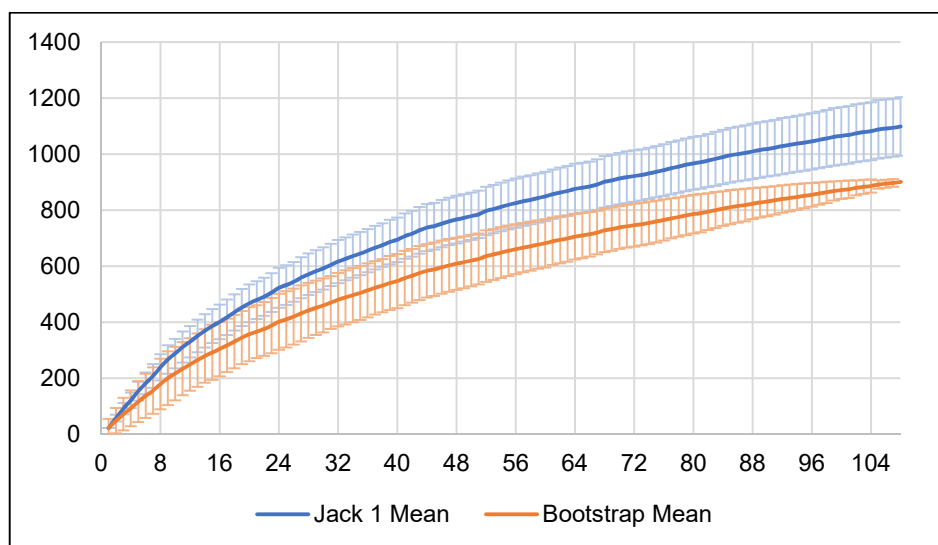
As estimativas de riqueza apontam um total potencial superior ao observado. O método Jackknife 1 estima $n = 1.098$ ssp., com desvio padrão de até 104,43, enquanto o método Bootstrap estima $n = 900$ ssp., com desvio padrão de até 100,79 (Gráfico 2). A partir desses valores, calcula-se que a suficiência amostral foi de aproximadamente 68,3% em relação à estimativa de Jackknife 1 e 83,3% em relação à estimativa de Bootstrap. Esses percentuais indicam que, embora representativa, a amostragem pode ter deixado de registrar parte da diversidade potencial da classe no CEB.

Gráfico 9 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Pisces



Fonte: Elaboração própria, 2025

Gráfico 10 – Estimativa de Riqueza para Pisces

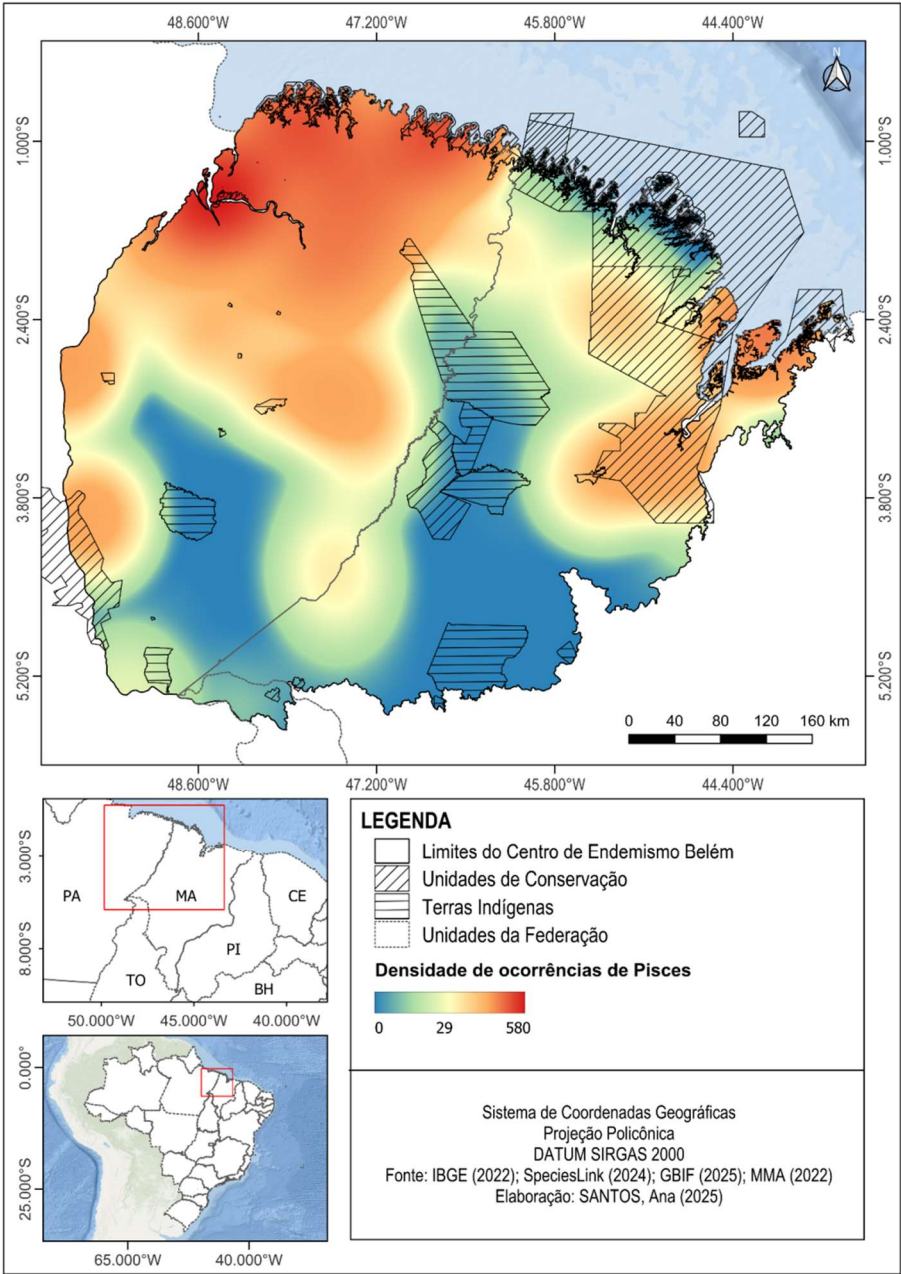


Fonte: Elaboração própria, 2025

O mapa de densidade de ocorrências expressa a distribuição espacial da abundância de indivíduos da classe Pisces para a área de estudos. A análise cartográfica revela uma cobertura amostral de abrangência significativa e condicionada por fatores ecológicos e de implicações de baixo esforço amostral. Maior densidade é observada em áreas urbanas próximas às duas capitais do Maranhão e Pará, assim como de formações de pastagem na região central do CEB. Outras áreas com valores de densidade atingindo em torno de 70

indivíduos estão em formações florestais, mangues e cursos hídricos nas extremidades leste e oeste da área de estudo. A influência da presença de Unidades de Conservação como a APA da Baixada Maranhense e das Resex marinhas que recobrem as reentrâncias do estado do Pará é evidente (Mapa 7).

Mapa 7 – Densidade de Ocorrência de Písces no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A equitabilidade de Pielou apresentou média de $J' = 0,98$, com 33 parcelas registrando o valor máximo ($J' = 1$). Muitas dessas parcelas estão concentradas

em florestas alagáveis, em um raio de até 60km da capital de Belém, e em áreas de formações florestais que se encontram geograficamente próximas, conectando a TI Alto Turiaçu à APA das Reentrâncias. Esse agrupamento espacial indica um padrão de distribuição altamente uniforme de abundância relativa de espécies em trechos úmidos e florestais contínuos, o que reflete em valores de Shannon $> 3,0$.

A diversidade de espécies, medida pelo índice de Shannon-Wiener, apresentou média de $H' = 2,24$, indicando diversidade moderada. Os maiores valores por parcela ($H' > 4,0$) coincidem com as manchas de maior abundância na zona noroeste do CEB, onde predomina uso heterogêneo do solo, não apresentando padrões alusivos à influência de uma classe específica de formação fisionômica da paisagem. Apesar disso, vale destacar a conexão entre parcelas com valores de diversidade entre 3,0 e 4,0 entre formações florestais, florestas alagáveis e mangues na região em questão. Valores superiores à 4,2, até o excepcional de 5,3 foram captados, respectivamente, nos mangues da Ilha do Maranhão na área urbana de Belém.

O cladograma de similaridade Sørensen-Dice expressa as semelhanças estruturais entre fragmentos dentro de cada parcela e externos a elas com menor peso para o fator da abundância relativa. Consideráveis 27 parcelas das 108 amostradas para Pisces apresentaram similaridade igual a 0, como em formações florestais no contexto de alta supressão de ecossistemas por avanço de cultivos de soja na região central do CEB, indicando a dominância de uma única espécie e sua alta restrição aos remanescentes florestais.

Para as demais parcelas, apesar do padrão de similaridade por proximidade se evidenciar, percebe-se uma similaridade de 100% em fragmentos de formação florestal nas parcelas próximas (18 e 25), mas não conectadas, na porção noroeste do CEB, ao passo em que parcelas vizinhas (18 e 11) já apresentam similaridade sutilmente inferior (cerca de 80%) apenas pela conversão da paisagem em formação florestal para área urbana (Apêndice E). Essa condição assinala a presença de espécies restritas à habitats coesos, assim como a ocorrência de espécies menos sensíveis a paisagens com alta heterogeneidade de usos.

A alta diversidade de Pisces nos mangues da Ilha do Maranhão apresenta semelhança quase 70% com a estrutura de espécies do mesmo táxon

encontradas nos manguezais das reentrâncias da extremidade leste do Pará. Além desse par, duas amostras encontradas em formações de mangue e florestas alagáveis em uma mesma parcela no núcleo de alta diversidade à noroeste do CEB apresentam similaridade de cerca de 75% entre si e entre 25% e 55% com as mais próximas, revelando a potencial conexão hierárquica entre conjuntos ecossistêmicos na porção oeste da faixa do sistema costeiro do Centro de Endemismo Belém.

4.1.2.2 *Amphibia*

A abundância absoluta de *amphibia* (ni) é igual a 2.411 registros. Esses dados se distribuem em 24 famílias, 49 gêneros e 127 espécies. A família Hylidae é a mais abundante, com 1.087 ocorrências, o que corresponde a 45% de toda a abundância de *Amphibia* no CEB, seguida de Leptodactylidae, Bufonidae e Plethodontidae (Tabela 5). Os gêneros mais abundantes (Tabela 6) são *Scinax* (ni=434) e *Dendropsophus* (407), pertencentes à Hylidae que também corresponde a família mais rica (n= 53 ssp.) (Tabela 7). A segunda família mais rica é Leptodactylidae (ni= 26 ssp.) e seu gênero mais abundante é *Physalaemus* (ni=270) seguido de *Leptodactylus* (ni=256). As duas famílias mais abundantes compõem uma riqueza equivalente a cerca de 62,2% de toda a riqueza de *Amphibia* para o CEB. As dez espécies mais abundantes predominam com 54,87% da abundância relativa, sobre as demais 117 espécies de anfíbios no CEB (Tabela 8).

Tabela 21 – Ranking de Abundância por Família de *Amphibia*

Família	Abundância	%
Hylidae	1.087	45,09
Leptodactylidae	621	25,76
Bufonidae	255	10,58
Plethodontidae	208	8,63
Phyllomedusidae	94	3,90
Dendrobatidae	32	1,33
Leiuperidae	23	0,95
Pipidae	20	0,83
Microhylidae	13	0,54
Typhlonectidae	11	0,46
Demais	47	1,95

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 22 – Ranking de Abundância por Gênero de Amphibia

Gêneros	Abundância	%
<i>Scinax</i>	434	18,00
<i>Dendropsophus</i>	407	16,88
<i>Physalaemus</i>	270	11,20
<i>Leptodactylus</i>	256	10,62
<i>Rhinella</i>	252	10,45
<i>Bolitoglossa</i>	208	8,63
<i>Boana</i>	135	5,60
<i>Adenomera</i>	91	3,77
<i>Pithecopus</i>	72	2,99
<i>Pseudis</i>	45	1,87
Demais	241	10,00

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 23 – Ranking de Riqueza por Família de Amphibia

Família	Riqueza	%
Hylidae	53	41,73
Leptodactylidae	26	20,47
Dendrobatidae	9	7,09
Bufonidae	8	6,30
Phyllomedusidae	5	3,94
Microhylidae	4	3,15
Caeciliidae	3	2,36
Gymnophthalmidae	3	2,36
Hylinae	2	1,57
Leiuperidae	2	1,57
Demais	19	14,96

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 24 – Ranking de Abundância por Espécie de Amphibia

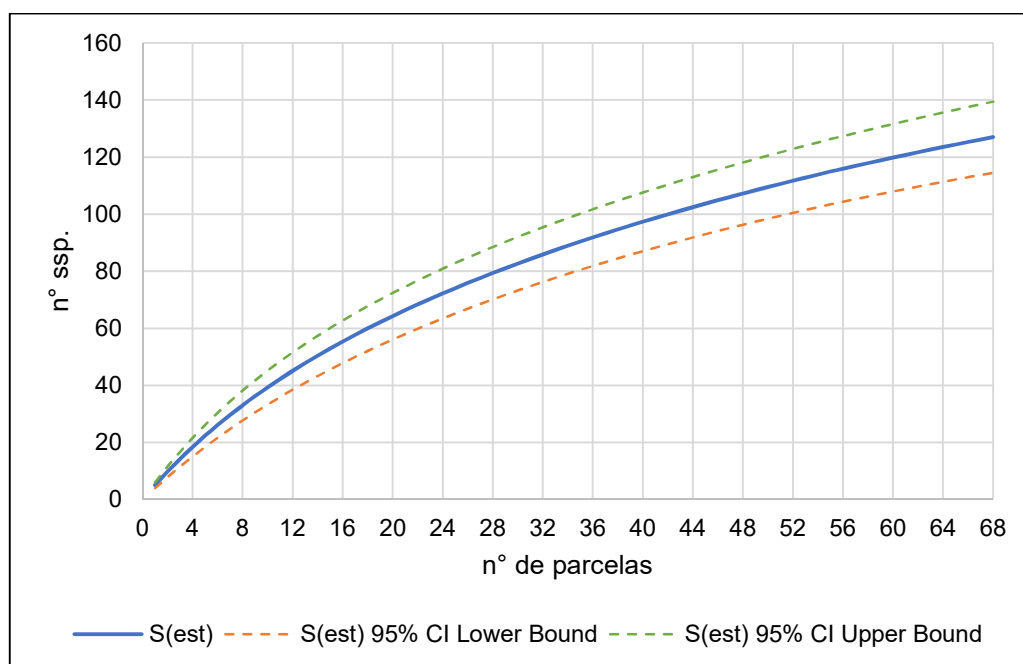
Espécie	Abundância	%
<i>Physalaemus ephippifer</i>	232	9,62
<i>Hyla minuscula</i>	180	7,47
<i>Bolitoglossa altamazonica</i>	169	7,01
<i>Scinax ruber</i>	138	5,72
<i>Rhinella marina</i>	136	5,64
<i>Scinax nebulosus</i>	130	5,39
<i>Dendropsophus minutus</i>	107	4,44
<i>Adenomera andreae</i>	77	3,19
<i>Phyllomedusa hypochondrialis</i>	77	3,19
<i>Scinax parkeri</i>	77	3,19
Demais	1088	45,13

Fonte: Elaboração própria, 2025

De acordo com as estimativas de riqueza Jackknife 1 e Bootstrap, a riqueza de anfíbios total do CEB pode equivaler a $n = 184$ spp. e $n = 153$ spp., respectivamente. Isso significa dizer que o esforço amostral (espécies observadas) atingiu entre 69% e 83% da riqueza estimada para a área de estudos. A curva de acumulação espécie-área tende à assíntota em um intervalo que varia de $n = 115$ spp. no cenário com menor riqueza e cerca de 140 no cenário com maior riqueza.

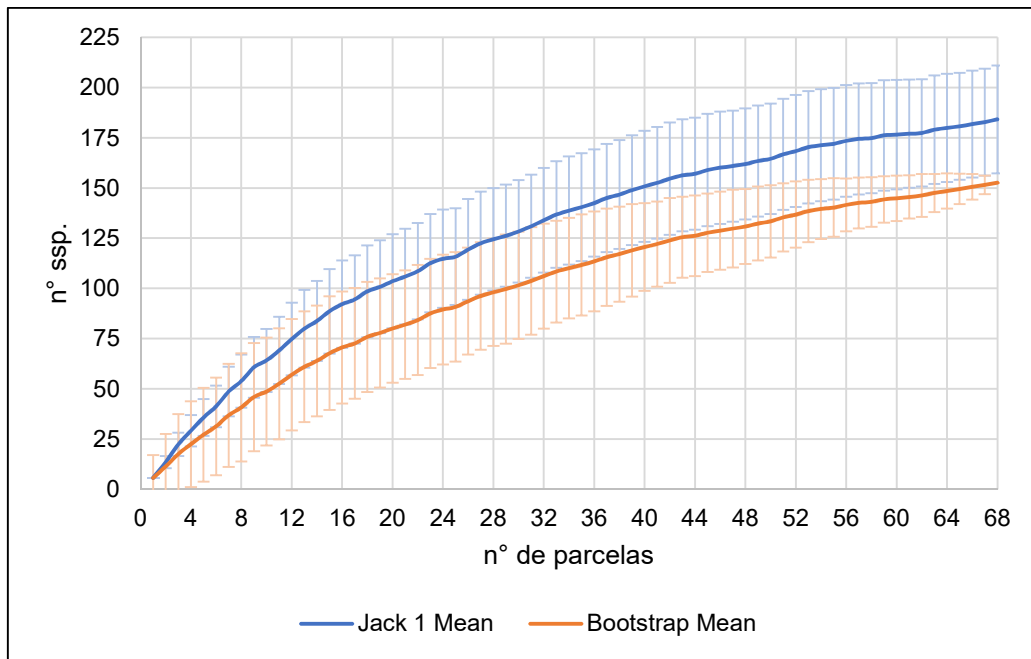
A curva da riqueza estimada por Jackknife 1 apresenta tendência à estabilização com desvio padrão apontando para algo entre $n = 159$ spp. e $n = 205$ spp. (Gráfico 11). Já o desvio padrão na curva gerada pelo método Bootstrap chega a 0 na sexagésima oitava parcela, o que implica dizer que esta se estabiliza com valores ainda próximos a $n = 153$ spp. ao aumentar-se o número de parcelas (Gráfico 12).

Gráfico 11 - Curva de Acumulação Espécie-Área para Amphibia



Fonte: Elaboração própria, 2025

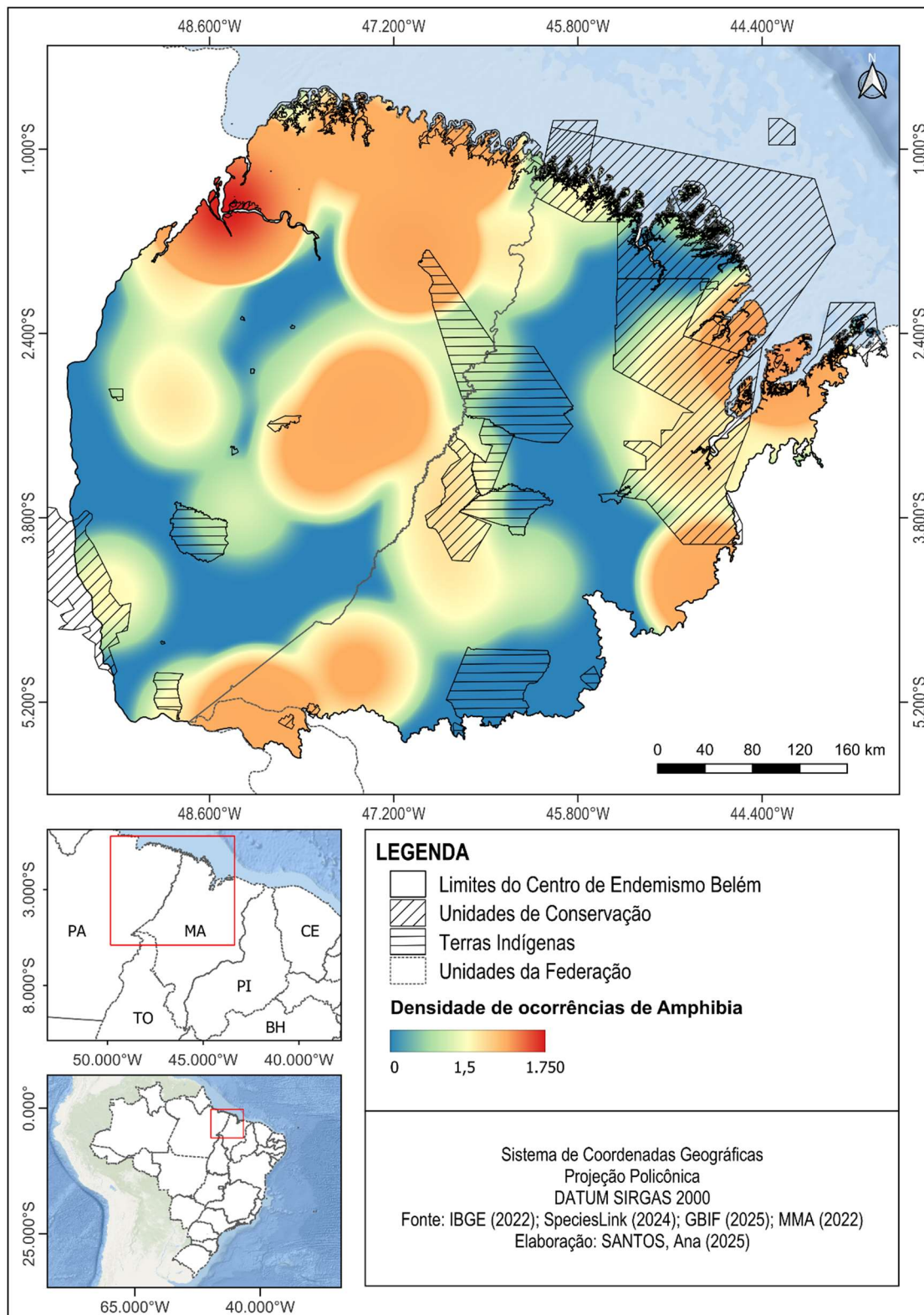
Gráfico 12 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Amphibia



Fonte: Elaboração própria, 2025

O mapa de densidade de ocorrências expressa a distribuição espacial da abundância de indivíduos da classe Amphibia para a área de estudos. A análise cartográfica revela uma cobertura amostral de abrangência significativa, com maior densidade em contexto de formações de mangue, áreas alagadas e pantanosas próximas à capital de Belém – PA, com cerca de 1.750 registros. As demais áreas com valores de abundância consideráveis representadas pela APA da Baixada, conjunto de RESEX nas reentrâncias do estado do Pará e corredor central com predominância de pastagens possuem densidades que variam de 20 a 200 registros de anfíbios (Mapa 8).

Mapa 8 – Densidade de Ocorrência de Amphibia no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

Apesar das dez espécies mais abundantes representarem mais da metade dos registros, a média da Equitabilidade de Pielou resultou em 0,9, o que indica que essa abundância não significa predominância espacial. Esse índice varia de 0 a 1 indicando a equidade de abundância relativa por espécie para cada uma das parcelas amostradas. Ou seja, a abundância relativa por espécie não expressa disparidades na distribuição espacial. Por outro lado, a média do índice de Shannon Wiener equivale a $H' = 0,74$, indicando baixa diversidade de anfíbios no CEB. Esse valor se justifica pela diversidade inferior a 1 encontrada em 47 parcelas.

Os maiores valores de diversidade por parcelas, acima de 3,0, foram quantificados em áreas de uso urbano nas proximidades das capitais São Luís e Belém, e em áreas florestais circundantes à sede de Belém-PA. Valores entre 2,0 e 3,0 podem ser encontrados em manchas de pastagem e mineração no corredor central entre os dois maiores blocos de formação florestal do CEB, assim como em fragmentos de pastagem na RESEX Marinha Tracuateua e na APA das Reentrâncias Maranhenses.

A similaridade entre as parcelas de Amphibia no CEB se caracteriza por baixa influência da homogeneidade de usos para grupos de amostras com cerca de 65% de semelhança. Dessas, ainda podem ser encontrados pares com nenhuma coincidência espacial, o que indica a ocorrência de espécies com atributos generalistas. Ademais, quase metade das 68 parcelas amostradas para a classe não possuem semelhança alguma com as demais. Além dessas, os grupos com similaridade próxima a 60% se isolam, apresentando similaridade de até 10% com os demais (Apêndice F), o que explica os valores mais altos de Shannon em pequenas ilhas de riqueza esparsas ao longo de toda área do CEB.

4.1.2.3 Reptilia

A classe Reptilia apresentou $n_i = 4.912$ registros, distribuídos em $n = 177$ spp., pertencentes a 102 gêneros e 40 famílias. De acordo com a tabela 25, as famílias mais abundantes foram Teiidae ($n_i = 950$; 19,34%) e Tropiduridae ($n_i = 944$; 19,22%), seguidas por Sphaerodactylidae ($n_i = 570$; 11,60%) e Colubridae ($n_i = 379$; 7,72%). Juntas, as dez famílias com maior abundância somam aproximadamente 88% dos registros da classe no Centro de Endemismo Belém

(CEB). Os gêneros mais representativos foram *Gonatodes* (ni = 507), *Ameiva* (ni = 479) e *Tropidurus* (ni = 474), totalizando cerca de 29,7% da abundância total (Tabela 26).

Em termos de riqueza, a família Colubridae lidera com n = 61 ssp. (34,46%), seguida por Gymnophthalmidae (n = 14 ssp.; 7,91%) e Teiidae (n = 13 ssp.; 7,34%) (Tabela 27). As dez famílias mais ricas concentram mais da metade da diversidade da classe. Entre as espécies mais frequentes, destacam-se *Gonatodes humeralis* (ni = 507), *Ameiva ameiva* (ni = 479) e *Tropidurus oreadicus* (ni = 354), registradas em diversas unidades de amostragem (Tabela 28).

Tabela 25 – Ranking de Abundância por Famílias de Reptilia

Família	Abundância	%
Teiidae	950	19,34
Tropiduridae	944	19,22
Sphaerodactylidae	570	11,60
Colubridae	379	7,72
Polychrotidae	295	6,01
Scincidae	268	5,46
Dactyloidae	241	4,91
Gymnophthalmidae	239	4,87
Amphisbaenidae	229	4,66
Iguanidae	198	4,03
Demais	599	12,19

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 26 – Ranking de Abundância por Gênero de Reptilia

Gênero	Abundância	%
Gonatodes	507	10,32
Ameiva	479	9,75
Tropidurus	474	9,65
Polychrus	306	6,23
Anolis	274	5,58
Plica	252	5,13
Uranoscodon	248	5,05
Copeoglossum	238	4,85
Kentropyx	224	4,56
Amphisbaena	206	4,19
Demais	1.704	34,69

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 27 – Ranking Riqueza por Família de Reptilia

Família	Riqueza	%
Colubridae	61	34,46
Gymnophthalmidae	14	7,91
Teiidae	13	7,34
Iguanidae	11	6,21
Xenodontinae	10	5,65
Dipsadidae	9	5,08
Amphisbaenidae	8	4,52
Dactyloidae	8	4,52
Elapidae	8	4,52
Tropiduridae	8	4,52
Demais	78	44,07

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 28 – Ranking de Abundância por Espécie de Reptilia

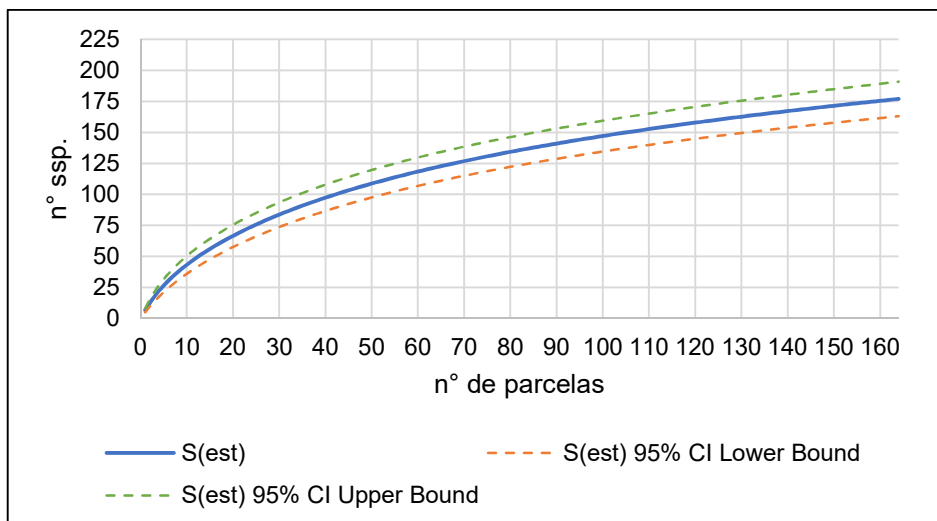
Espécie	Abundância	%
<i>Gonatodes humeralis</i>	507	10,32
<i>Ameiva ameiva</i>	479	9,75
<i>Tropidurus oreadicus</i>	354	7,21
<i>Polychrus marmoratus</i>	305	6,21
<i>Uranoscodon superciliosus</i>	248	5,05
<i>Plica umbra</i>	246	5,01
<i>Kentropyx calcarata</i>	224	4,56
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>	222	4,52
<i>Iguana iguana</i>	162	3,30
<i>Neusticurus bicarinatus</i>	162	3,30
Demais	2003	40,78

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área indica tendência à estabilização com n observado = 177 ssp., e intervalo de confiança final entre $n = 163$ ssp. e $n = 191$ ssp., sugerindo que a riqueza real pode oscilar moderadamente em torno do valor registrado, conforme a extensão do esforço amostral (Gráfico 13).

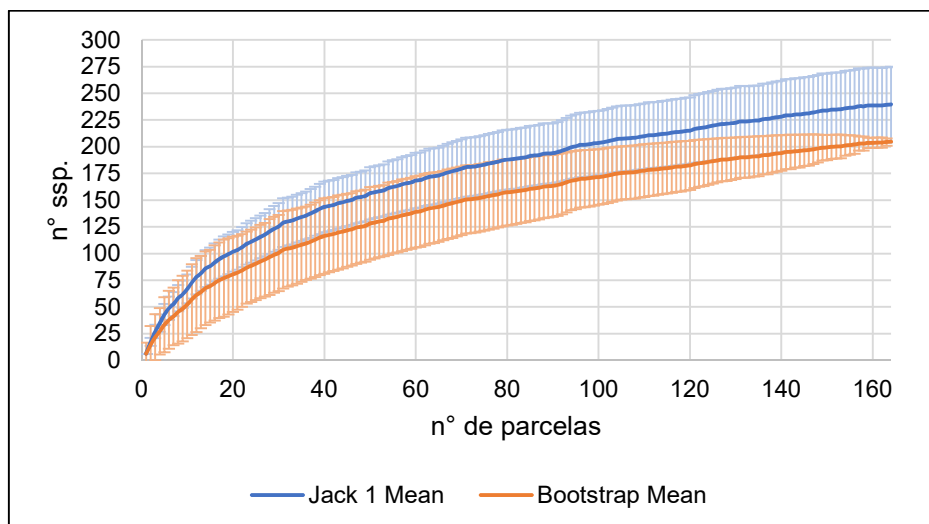
As estimativas de riqueza reforçam essa possibilidade. O método Jackknife 1 projeta uma riqueza de $n = 240$ ssp., com desvio padrão de até 35,29, enquanto o método Bootstrap estima $n = 205$ ssp., com desvio padrão de até 24,66. A partir desses valores, a suficiência amostral foi de 73,9% em relação ao Jackknife 1 e 86,5% em relação ao Bootstrap, indicando que a amostragem foi expressiva, mas não exaustiva (Gráfico 14).

Gráfico 13 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Reptilia



Fonte: Elaboração própria, 2025

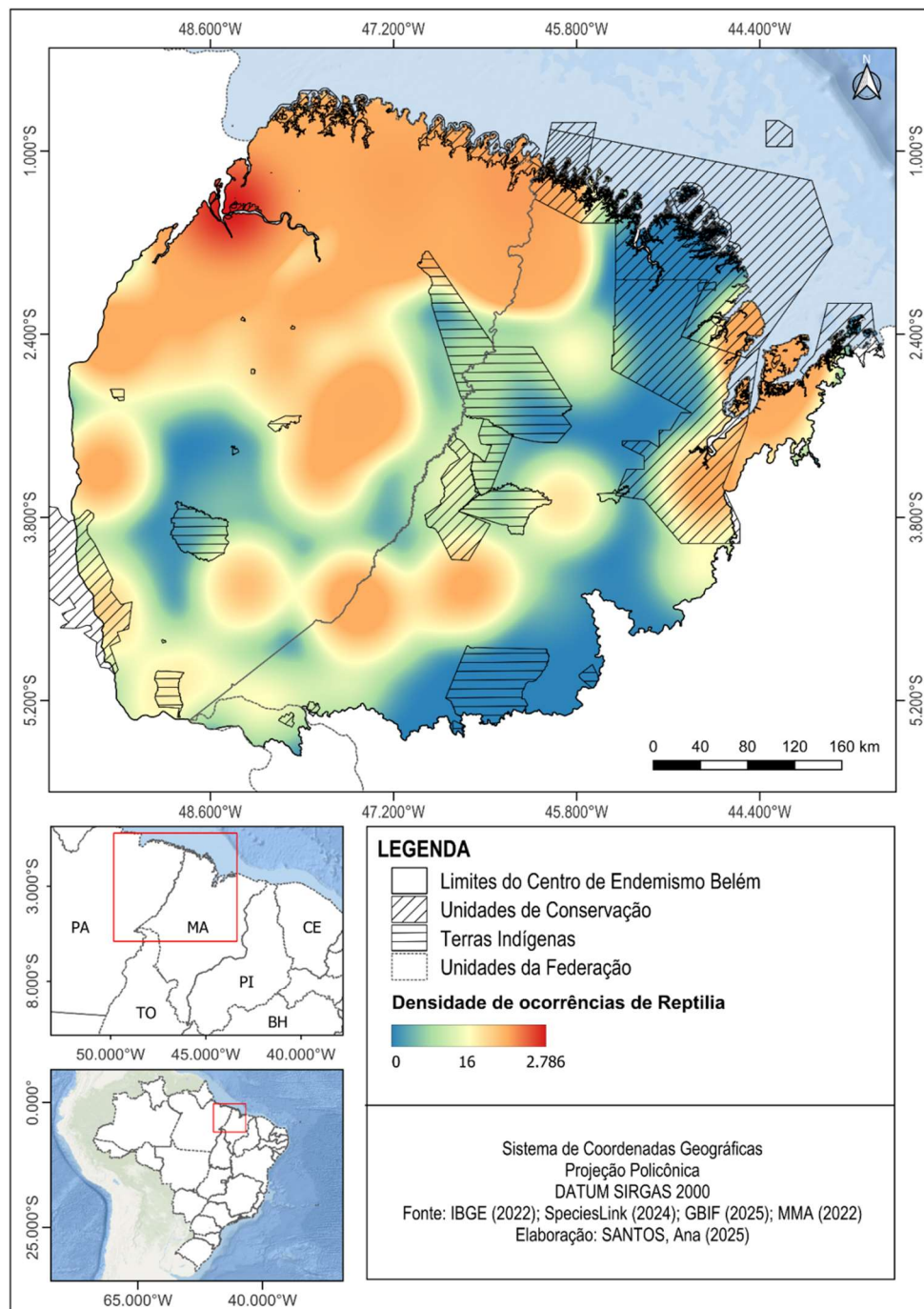
Gráfico 14 – Riqueza Estimada para Reptilia



Fonte: Elaboração própria, 2025

O mapa de densidade de Reptilia revela abundância espacialmente abrangente e predominante em áreas de uso urbano, pastagem, formações florestais, corpos hídricos e florestas alagáveis. Há alta disparidade entre a área mais abundante, com cerca de 2.780 registros, centralizada na sede de Belém-PA e as demais, de remanescentes florestais e mangues à noroeste, manchas urbanas e pastagens próximas à capital de São Luís e município de Vitória do Mearim, na Baixada Maranhense, com cerca de 30 indivíduos (Mapa 9).

Mapa 9 - Densidade de Ocorrências de Reptilia no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A diversidade de espécies, medida pelo índice de Shannon-Wiener, apresentou média de $H' = 1,11$. Valores de diversidade entre $H' = 2,1$ e o máximo de $H' = 3,8$ são observados em áreas urbanas da sede de Belém e municípios vizinhos em 3 parcelas cuja equitabilidade oscila entre moderada e alta. Conjuntos florestais mais coesos são segunda classe mais diversa, com diversidade contabilizada entre $H' = 2,0$ e $H' = 2,6$, em 7 parcelas com valores de

equitabilidade altos entorno à média ($J'=0,89$) sobrepostas à maior mancha de abundância, à noroeste.

A menor oscilação entre a abundância relativa por espécies em florestas próximas se evidencia em comparação a variações maiores entre parcelas cujas amostras se situam em áreas urbanas. Estas antropizadas ainda podem contar com a ocorrência de espécies indiferentes às heterogeneidades paisagísticas como *Boa constrictor* (Linnaeus, 1758).

O cladograma de similaridade aponta para um padrão de 100% de semelhança entre parcelas sem valores significativos de diversidade cujo uso varia entre urbano, lavouras temporárias e corpos hídricos. Esse resultado pode ser influenciado tanto pela baixa amostragem quanto pela comparação entre mesmas classes de uso em diferentes parcelas (Apêndice G).

4.1.2.4 Aves

A classe Aves apresentou abundância absoluta igual a 126.834 registros, distribuídos em $n = 835$ ssp., pertencentes a 449 gêneros e 81 famílias. As famílias com maior número de indivíduos foram Ardeidae ($ni = 4.658$; 3,67%), Accipitridae ($ni = 3.357$; 2,65%) e Apodidae ($ni = 1.963$; 1,55%), totalizando pouco mais de 7% da abundância total da classe (Tabela 29). Já os gêneros mais representativos foram *Thraupis* ($ni = 3.513$), *Pitangus* ($ni = 2.617$) e *Coragyps* ($ni = 2.356$), que juntos somam aproximadamente 6,7% do total de registros (Tabela 30).

Em termos de riqueza, a família Tyrannidae lidera com $n = 101$ ssp. (12,1%), seguida por Thraupidae ($n = 68$ ssp.; 8,14%) e Thamnophilidae ($n = 48$ ssp.; 5,75%). As dez famílias mais ricas reúnem cerca de 48% da diversidade registrada no CEB (Tabela 31). As espécies mais abundantes foram *Pitangus sulphuratus* ($ni = 2.457$), *Coragyps atratus* ($ni = 2.356$) e *Ramphocelus carbo* ($ni = 1.902$) (Tabela 32).

Tabela 29 – Ranking de Abundância por Família de Aves

Famílias	Abundância	%
Accipitridae	3357	2,65
Alcedinidae	1035	0,82
Anatidae	526	0,41
Anhimidae	144	0,11

Anhingidae	40	0,03
Apodidae	1963	1,55
Aramidae	148	0,12
Ardeidae	4658	3,67
Bucconidae	1187	0,94
Caprimulgidae	647	0,51
Demais	113129	89,19

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 30 – Ranking de Abundância por Gênero de Aves

Genêros	Abundância	%
<i>Thraupis</i>	3513	2,77
<i>Pitangus</i>	2617	2,06
<i>Coragyps</i>	2356	1,86
<i>Columbina</i>	2277	1,80
<i>Ramphastos</i>	2040	1,61
<i>Tyrannus</i>	1994	1,57
<i>Ramphocelus</i>	1904	1,50
<i>Cathartes</i>	1763	1,39
<i>Coereba</i>	1598	1,26
<i>Egretta</i>	1582	1,25
Demais	105190	82,94

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 31 – Ranking de Riqueza por Família de Aves

Família	Riqueza	%
Tyrannidae	101	12,10
Thraupidae	68	8,14
Thamnophilidae	48	5,75
Psittacidae	43	5,15
Furnariidae	42	5,03
Trochilidae	37	4,43
Accipitridae	35	4,19
Picidae	28	3,35
Cotingidae	26	3,11
Emberizidae	26	3,11
Demais	436	52,22

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 32 – Ranking de Abundância por Espécie de Aves

Espécies	Abundância	%
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2457	1,94
<i>Coragyps atratus</i>	2356	1,86
<i>Ramphocelus carbo</i>	1902	1,50
<i>Thraupis palmarum</i>	1895	1,49
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1776	1,40
<i>Coereba flaveola</i>	1598	1,26
<i>Thraupis episcopus</i>	1587	1,25

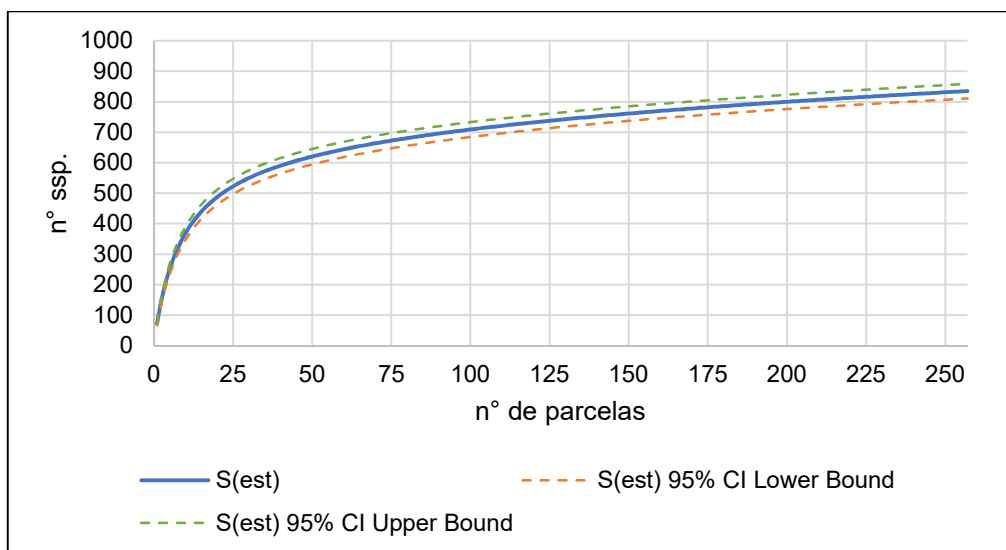
<i>Turdus leucomelas</i>	1369	1,08
<i>Ardea alba</i>	1361	1,07
<i>Rupornis magnirostris</i>	1321	1,04
Demais	109212	86,11

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área aponta tendência à estabilização a partir de cerca de 240 parcelas, com n observado = 835 ssp. (Gráfico 15). O intervalo de confiança da curva, no ponto final da amostragem, varia entre $n = 750,41$ ssp. e $n = 816,44$ ssp., sugerindo uma estimativa sólida, mas com possibilidade de que a diversidade real seja ligeiramente menor ou maior, conforme o grau de intensificação do esforço amostral.

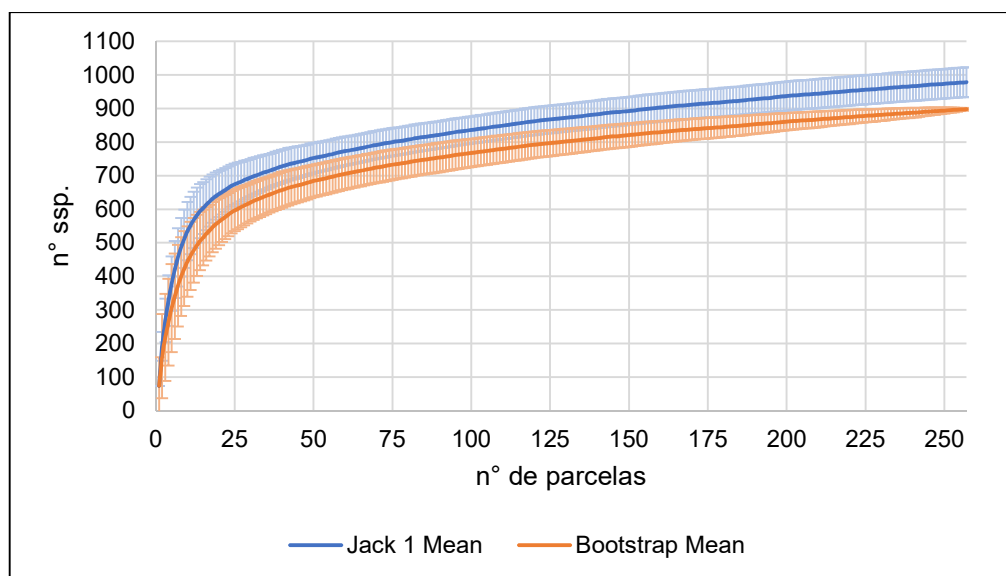
As estimativas de riqueza reforçam esse cenário. O método Jackknife 1 projeta uma diversidade de $n = 974,05$ ssp., com desvio padrão de até 94,17, enquanto o método Bootstrap aponta para $n = 886,88$ ssp., com desvio padrão de até 107,77 (Gráfico 16). Com base nesses valores, a suficiência amostral da classe foi de aproximadamente 85,7% em relação ao Jackknife 1 e 94,2% em relação ao Bootstrap, indicando que a amostragem capturou uma fração expressiva da avifauna potencialmente presente na área de estudo.

Gráfico 15 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Aves



Fonte: Elaboração própria, 2025

Gráfico 16 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Aves

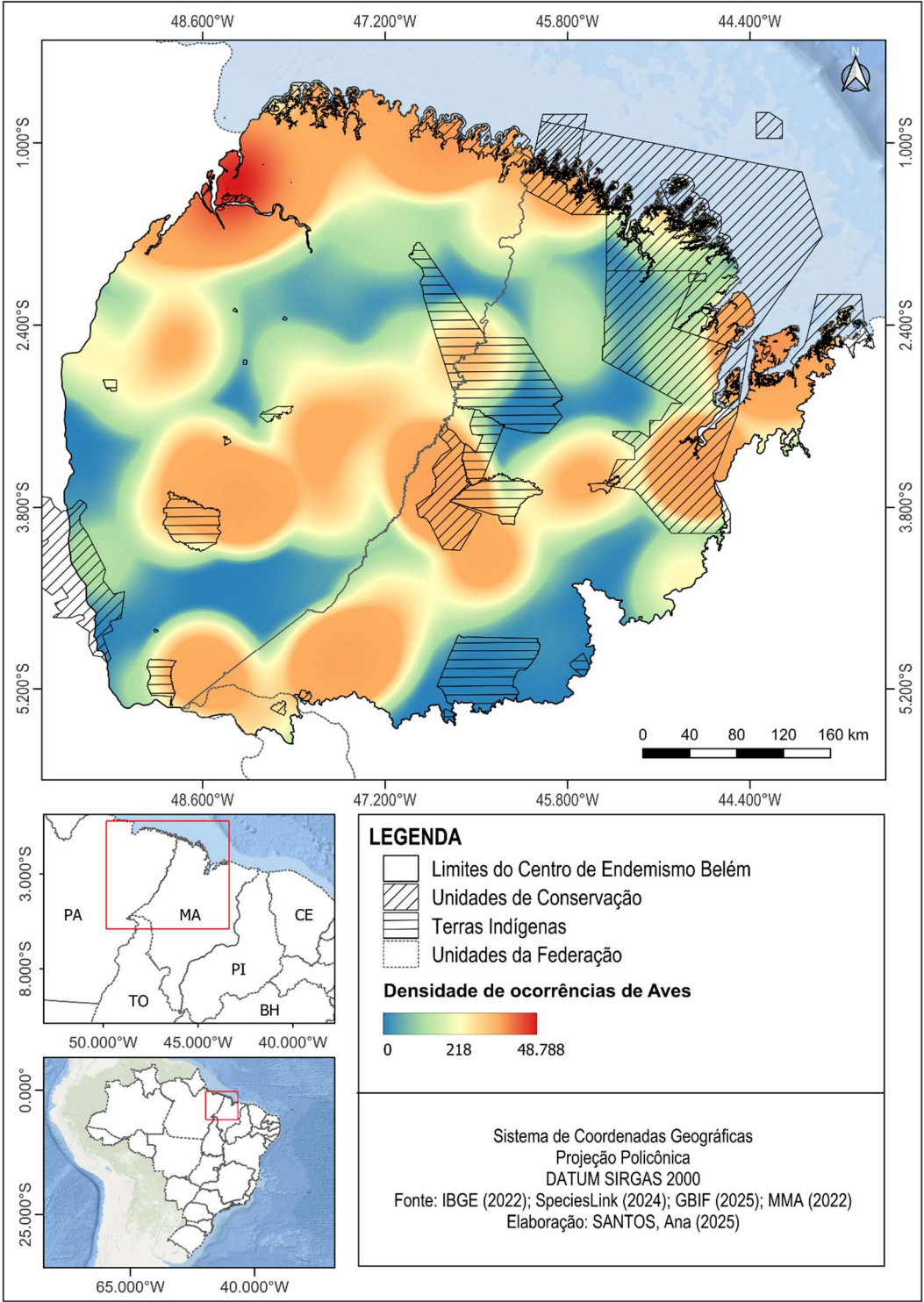


Fonte: Elaboração própria, 2025

A cobertura amostral espacial, assim como a abundância absoluta de Aves é a maior entre os cordados no CEB. A diferença entre a mancha de maior densidade sobre as demais demonstra grande discrepância. A maior densidade se especializa em torno da capital de Belém, em paisagens com predominância de florestas e áreas urbanas. A segunda maior abundância equivale a densidade próxima à 700 registros, condizentes com as manchas ao longo das

reentrâncias, em torno da Ilha do Maranhão e em fragmentos florestais na porção inferior do Mosaico Gurupi (Mapa 10).

Mapa 10 - Densidade de Ocorrência de Aves no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

O índice de Shannon-Wiener resultou em média $H' = 3,2$, o maior valor entre os grupos já descritos, refletindo a ampla diversidade de aves no CEB. O padrão de distribuição dos maiores valores de diversidade se desvencilha da porção noroeste, em oposição àqueles observados para as demais classes de cordados. Formações florestais em parcelas próximas apresentam valores de diversidade entre $H' = 5,19$ e $H' = 5,47$ em dois pares de parcelas conectadas correspondentes às manchas de densidade mais expressivas ao centro-sul do CEB, com coincidência espacial com os dois maiores blocos florestais. Essas parcelas contêm equitabilidade próxima à média ($J' = 0,96$), variando entre 0,86 e 0,98.

As áreas urbanas de abundância significativa ao sul, na Região Tocantina do Maranhão e próximo ao Bico do Papagaio na extremidade leste do Pará, são encontradas amostras em uso urbano com diversidade de $H' = 5,3$. Ambas parcelas não demonstram variações consideráveis entre suas equitabilidades ($J' = 0,93$ e $J' = 0,96$).

As mesmas amostras de grupos de espécies nas parcelas presentes na porção inferior do Mosaico Gurupi se assemelham estruturalmente em quase 80%, de acordo com o índice de similaridade Sørensen-Dice, e em cerca de 70% com a amostra de grupo no bloco florestal vizinho. Esses grupos correspondem com similaridade de 40% com a amostra presente em formações de pastagem, na paisagem altamente fragmentada entre os mesmos. O que indica a potencial conexão de ecossistemas em toda essa área (Apêndice H).

4.1.2.5 Mammalia

A classe Mammalia apresentou $n_i = 1.091$ registros, distribuídos em $n = 136$ ssp., pertencentes a 99 gêneros e 39 famílias. Na tabela 33, é possível observar que a família Phyllostomidae concentrou a maior parte dos registros ($n_i = 481$; 44,09%), seguida por Cricetidae ($n_i = 111$; 10,17%) e Didelphidae ($n_i = 110$; 10,08%). Os gêneros mais abundantes foram *Carollia* ($n_i = 157$), *Artibeus* ($n_i = 143$) e *Didelphis* ($n_i = 72$), responsáveis juntos por aproximadamente 34% dos registros da classe no CEB (Tabela 34).

Quanto à riqueza (Tabela 35), a família Phyllostomidae também se destaca, com $n = 47$ ssp. (34,56%), seguida por Cricetidae ($n = 10$ ssp.; 7,35%)

e Didelphidae (n = 8 ssp.; 5,88%). As dez famílias mais ricas acumulam mais da metade da diversidade de mamíferos registrada. As espécies mais frequentemente registradas foram *Carollia perspicillata* (ni = 93), *Artibeus jamaicensis* (ni = 87) e *Didelphis marsupialis* (ni = 72), com ampla distribuição em áreas de floresta densa e bordas de vegetação (Tabela 36).

Tabela 33 – Ranking de Abundância por Família de Mammalia

Família	Abundância	%
Phyllostomidae	481	44,09
Cricetidae	111	10,17
Didelphidae	110	10,08
Cebidae	70	6,42
Muridae	40	3,67
Callitrichidae	31	2,84
Caviidae	28	2,57
Bradypodidae	25	2,29
Emballonuridae	25	2,29
Dasyproctidae	24	2,20
Demais	146	13,38

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 34 – Ranking de Abundância por Gênero de Mammalia

Gênero	Abundância	%
<i>Carollia</i>	157	14,39
<i>Artibeus</i>	143	13,11
<i>Didelphis</i>	72	6,60
<i>Glossophaga</i>	62	5,68
<i>Phyllostomus</i>	49	4,49
<i>Saimiri</i>	46	4,22
<i>Rattus</i>	40	3,67
<i>Hylaeamys</i>	37	3,39
<i>Saguinus</i>	30	2,75
<i>Hydrochoerus</i>	27	2,47
Demais	428	39,23

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 35 – Ranking de Riqueza por Família de Mammalia

Família	Riqueza	%
Phyllostomidae	47	34,56
Cricetidae	10	7,35
Didelphidae	8	5,88
Cebidae	6	4,41
Emballonuridae	5	3,68
Callitrichidae	4	2,94
Echimyidae	4	2,94

Procyonidae	4	2,94
Canidae	3	2,21
Dasypodidae	3	2,21
Demais	47	34,56

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 36 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Mammalia

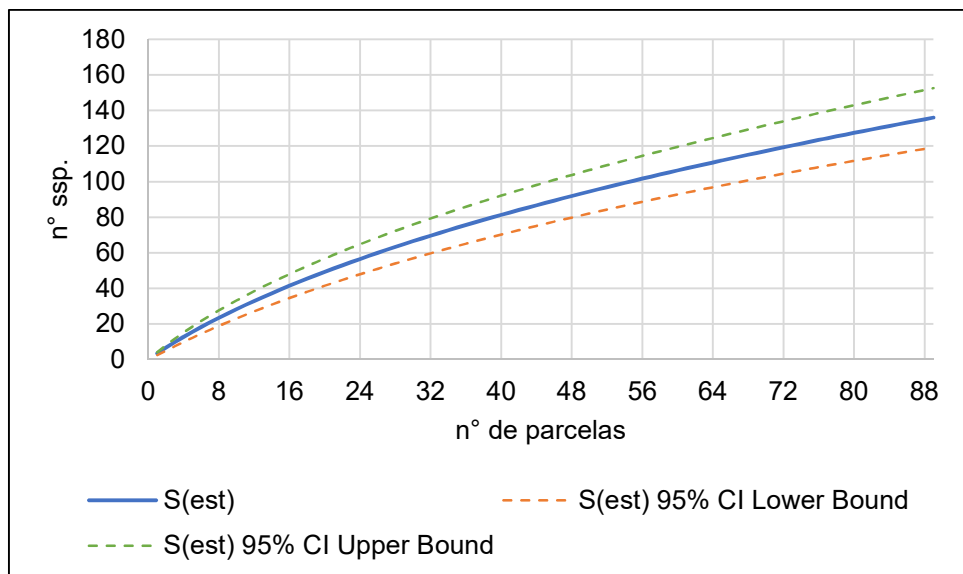
Espécie	Abundância	%
<i>Carollia perspicillata</i>	93	8,52
<i>Artibeus jamaicensis</i>	87	7,97
<i>Didelphis marsupialis</i>	72	6,60
<i>Carollia brevicaudum</i>	64	5,87
<i>Glossophaga soricina</i>	62	5,68
<i>Rattus norvegicus</i>	38	3,48
<i>Saimiri collinsi</i>	38	3,48
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	37	3,39
<i>Artibeus lituratus</i>	28	2,57
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	27	2,47
Demais	545	49,95

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área aponta para uma tendência de estabilização com n observado = 136 ssp., sendo o intervalo de confiança final estimado entre $n = 119,32$ ssp. e $n = 152,68$ ssp., o que sugere que a diversidade real pode variar ligeiramente conforme o aumento no esforço amostral, como aponta o gráfico 17.

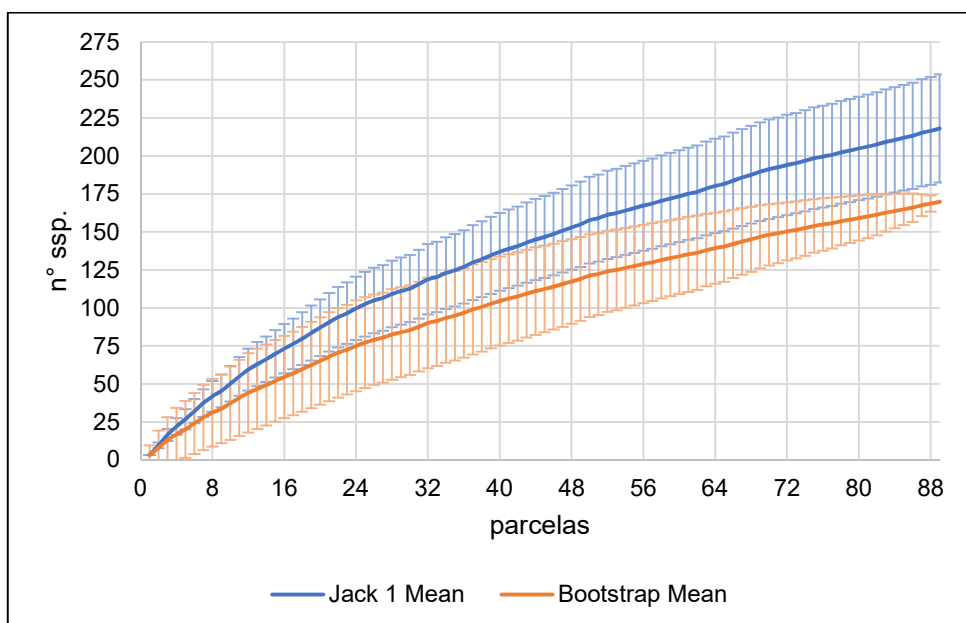
As estimativas de riqueza indicam um potencial superior ao observado. O método Jackknife 1 aponta para $n = 218,07$ ssp., com desvio padrão de até 35,63, enquanto o Bootstrap projeta $n = 169,85$ ssp., com desvio padrão de até 26,00. Com base nesses valores, a suficiência amostral foi de 62,4% em relação à estimativa do Jackknife 1 e 80,1% em relação ao Bootstrap, indicando que a amostragem capturou parte significativa da diversidade, mas ainda pode ter subestimado a presença de espécies raras ou crípticas (Gráfico 18).

Gráfico 17 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Mammalia



Fonte: Elaboração própria, 2025

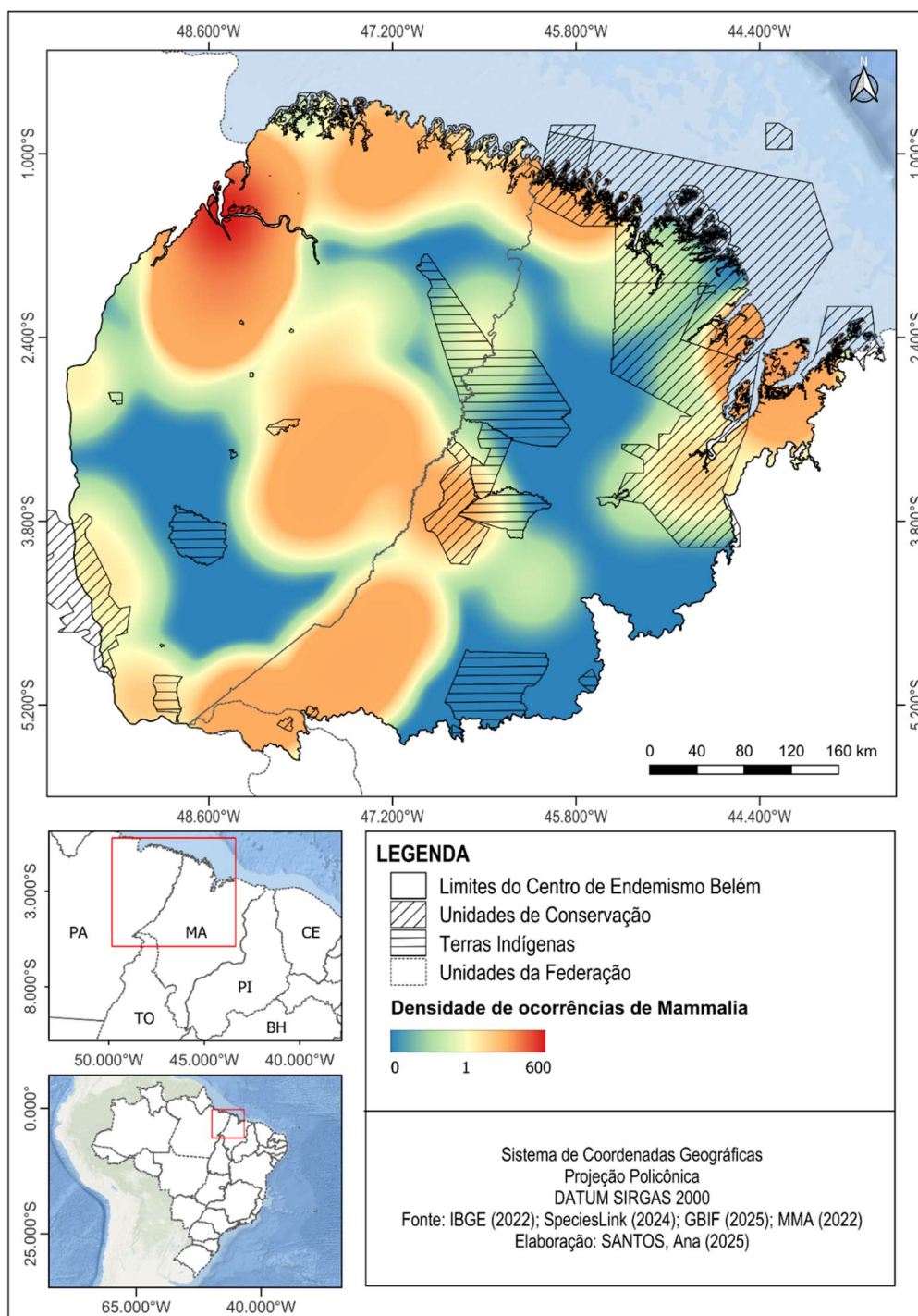
Gráfico 18 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Mammalia



Fonte: Elaboração própria, 2025

No mapa de densidade de ocorrências de Mammalia (Mapa 11) é possível observar alta discrepância entre a área mais densa sobre a capital de Belém do Pará (600 registros) e as demais áreas de ocorrência (até 70 registros). Essa distribuição se dá predominantemente em áreas urbanas (56%), formações florestais (26%), pastagens (9,5%) e florestas alagáveis (5%). Apesar de ser a classe menos abundante de cordados no CEB, Mammalia ainda conta com uma cobertura amostral expressiva.

Mapa 11 - Densidade de Ocorrência de Mammalia no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A diversidade média de Mammalia é a menor entre os cordados ($H' = 0,58$). Em contrapartida o valor médio da equitabilidade de Pielou mantém os padrões para o filo no CEB ($J' = 0,9$). A alta equidade implica afirmar que o

resultado da diversidade média foi fortemente influenciado pela baixa riqueza de espécies em 74% das 89 parcelas amostradas para a classe.

Como consequência da superinflação de dados nas proximidades da capital de Belém, as parcelas condizentes com a mancha de maior abundância contêm os maiores valores de Shannon, $H' > 2,0$, em área urbana e formações florestais. Outra parcela com $H' > 2,0$ se inserem em um fragmento florestal em área de uso intensivo por cultivos de soja na região central do CEB. Essas amostras contam com valores de equidade que variam entre $J'=0,7$ e $J'=0,9$. As cidades na Ilha do Maranhão atingiram a segunda maior diversidade ($H'=2,7$), ficando atrás da capital de Belém ($H'= 2,9$).

Na mancha de densidade de ocorrências no extremo sul, passando pela Região Tocantina do Maranhão, pelo Bico do Papagaio, chegando às proximidades do município de Bom Jesus do Tocantins- PA, obteve-se 100% de similaridade em fragmentos florestais e pastagens de três parcelas, porém, baixa riqueza ($n= 1$ ssp.). Enquanto isso, a área urbana da Ilha do Maranhão não apresentou similaridade alguma com as parcelas mãos próximas, mas similaridade de 100% com a área mais abundante no raio próximo à Belém-PA.

O cladograma de Mammalia indicou padrões semelhantes aos de Amphibia, ou seja, as parcelas com similaridade acima de 65% demonstram grande isolamento das demais parcelas próximas. Os pares com maiores similaridades não expressam influência de proximidade espacial ou por classes de uso e cobertura. O que salienta a presença de espécies amplamente distribuídas no CEB (Apêndice I).

4.2 Composição Florística do Centro de Endemismo Belém: padrões espaciais e estatísticos

4.2.1 Bryophyta

A classe Bryophyta foi representada por 171 espécies, distribuídas em 85 gêneros e 32 famílias, com 666 registros. A família Lejeuneaceae destacou-se como a mais abundante com $n_i = 220$, ou seja 33,03% (Tabela 37), e também a mais rica ($n = 70$ ssp.; 40,94%), seguida pelas famílias Calymperaceae ($n_i = 69$; $n = 10$ ssp.) e Sematophyllaceae ($n_i = 68$; $n = 9$ ssp.) (Tabela 39). Os gêneros mais representativos foram *Cheilolejeunea* ($n_i = 68$; 10,21%), *Calymperes* ($n_i = 60$; 9,01%) e *Octoblepharum* ($n_i = 44$; 6,61%), seguidos por *Microcalpe*,

Taxithelium e *Ceratolejeunea*, todos com valores entre 4% e 6% (Tabela 38). A composição das espécies demonstrou predominância de musgos epífitos e hepáticas foliosas em múltiplos contextos ambientais da paisagem estudada (Tabela 40).

Tabela 37 – *Ranking* de Abundância por Famílias de Bryophyta

Família	Abundância	%
Lejeuneaceae	220	33,03
Calymperaceae	69	10,36
Sematophyllaceae	68	10,21
Pylaisiadelphaceae	55	8,26
Octoblepharaceae	40	6,01
Thuidiaceae	24	3,60
Fissidentaceae	21	3,15
Plagiochilaceae	19	2,85
Pilotrichaceae	18	2,70
Radulaceae	16	2,40
Demais	116	17,42

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 38 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Bryophyta

Gênero	Abundância	%
<i>Cheilolejeunea</i>	68	10,21
<i>Calymperes</i>	60	9,01
<i>Octoblepharum</i>	44	6,61
<i>Microcalpe</i>	40	6,01
<i>Taxithelium</i>	35	5,26
<i>Ceratolejeunea</i>	29	4,35
<i>Pelekium</i>	23	3,45
<i>Cololejeunea</i>	21	3,15
<i>Fissidens</i>	21	3,15
<i>Plagiochila</i>	19	2,85
Demais	306	45,95

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 39 – *Ranking* de Riqueza por Família de Bryophyta

Família	Riqueza	%
Lejeuneaceae	70	40,94
Fissidentaceae	11	6,43
Calymperaceae	10	5,85
Sematophyllaceae	9	5,26
Pylaisiadelphaceae	6	3,51
Hypnaceae	5	2,92
Lepidoziaceae	5	2,92
Pterobryaceae	5	2,92
Dicranaceae	4	2,34

Leucobryaceae	4	2,34
Demais	50	29,24

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 40 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Bryophyta

Espécie	Abundância	%
<i>Cheilelejeunea rigidula</i>	55	8,26
<i>Octoblepharum albidum</i>	40	6,01
<i>Sematophyllum subsimplex</i>	38	5,71
<i>Taxithelium planum</i>	34	5,11
<i>Calymperes lonchophyllum</i>	19	2,85
<i>Calymperes afzelii</i>	14	2,10
<i>Pelekium schistocalyx</i>	14	2,10
<i>Isopterygium tenerum</i>	13	1,95
<i>Pilosium chlorophyllum</i>	12	1,80
<i>Callicostella pallida</i>	10	1,50
Demais	417	62,61

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área apresentou crescimento contínuo da riqueza estimada, com tendência clara de estabilização um pouco acima da 55ª parcela (Gráfico 19). A riqueza observada de $n = 171$ ssp. posiciona-se abaixo das estimativas por Jackknife 1 ($S(est) = 257,4$ ssp.) e Bootstrap ($S(est) = 209,25$ ssp.), indicando que parte da diversidade potencial permanece subamostrada (Gráfico 20). A suficiência amostral foi de 66,4% com relação ao Jackknife 1 e 81,8% em relação ao Bootstrap. Tais valores, embora razoáveis, reforçam a necessidade de cautela na generalização dos padrões ecológicos, dado o possível viés de detecção em microambientes com difícil acesso ou baixa densidade de briófitas.

Gráfico 19 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Bryophyta

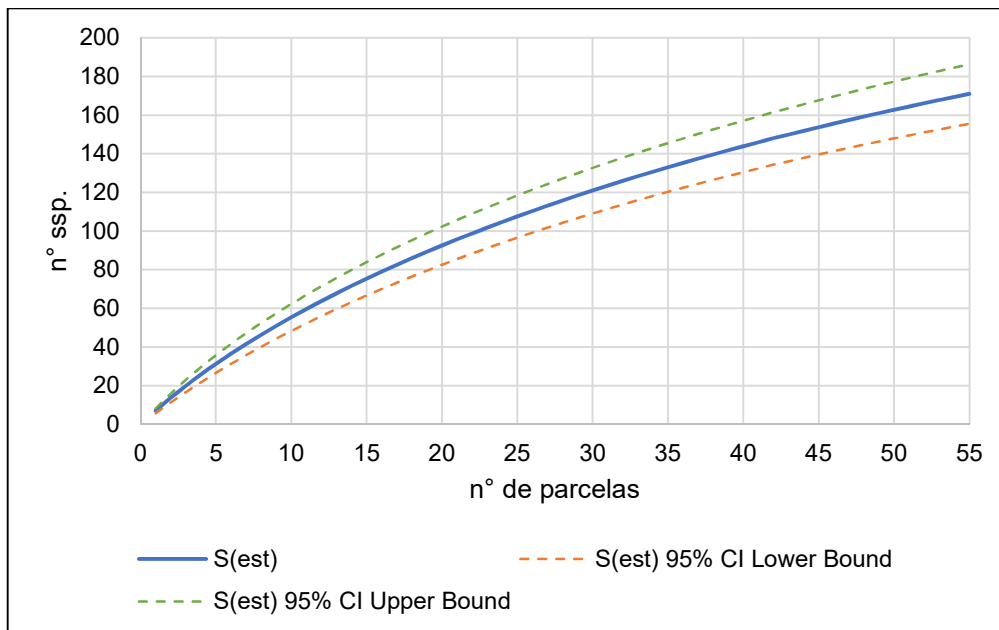
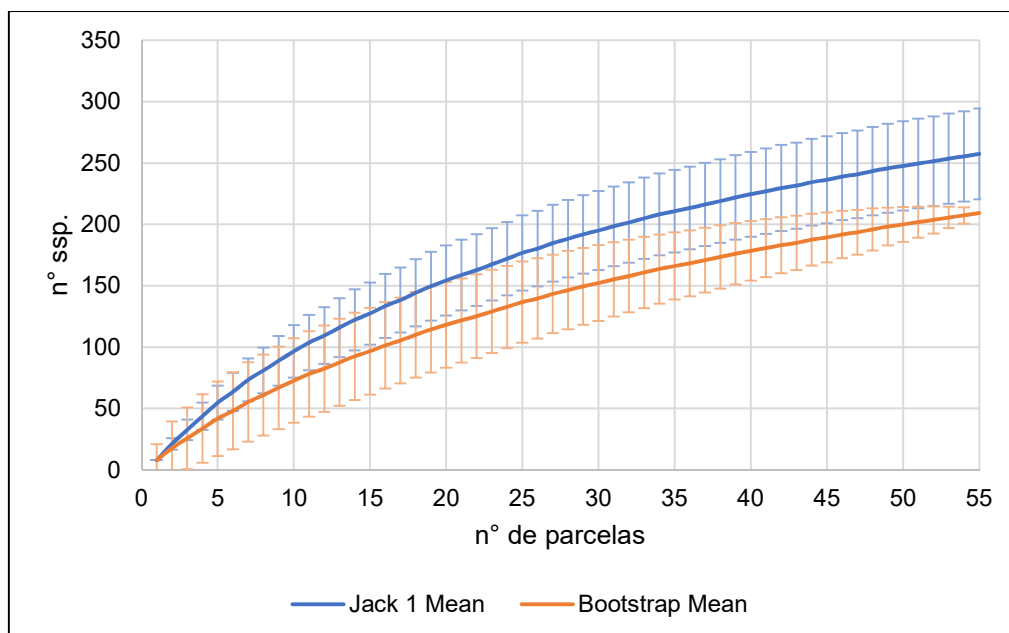


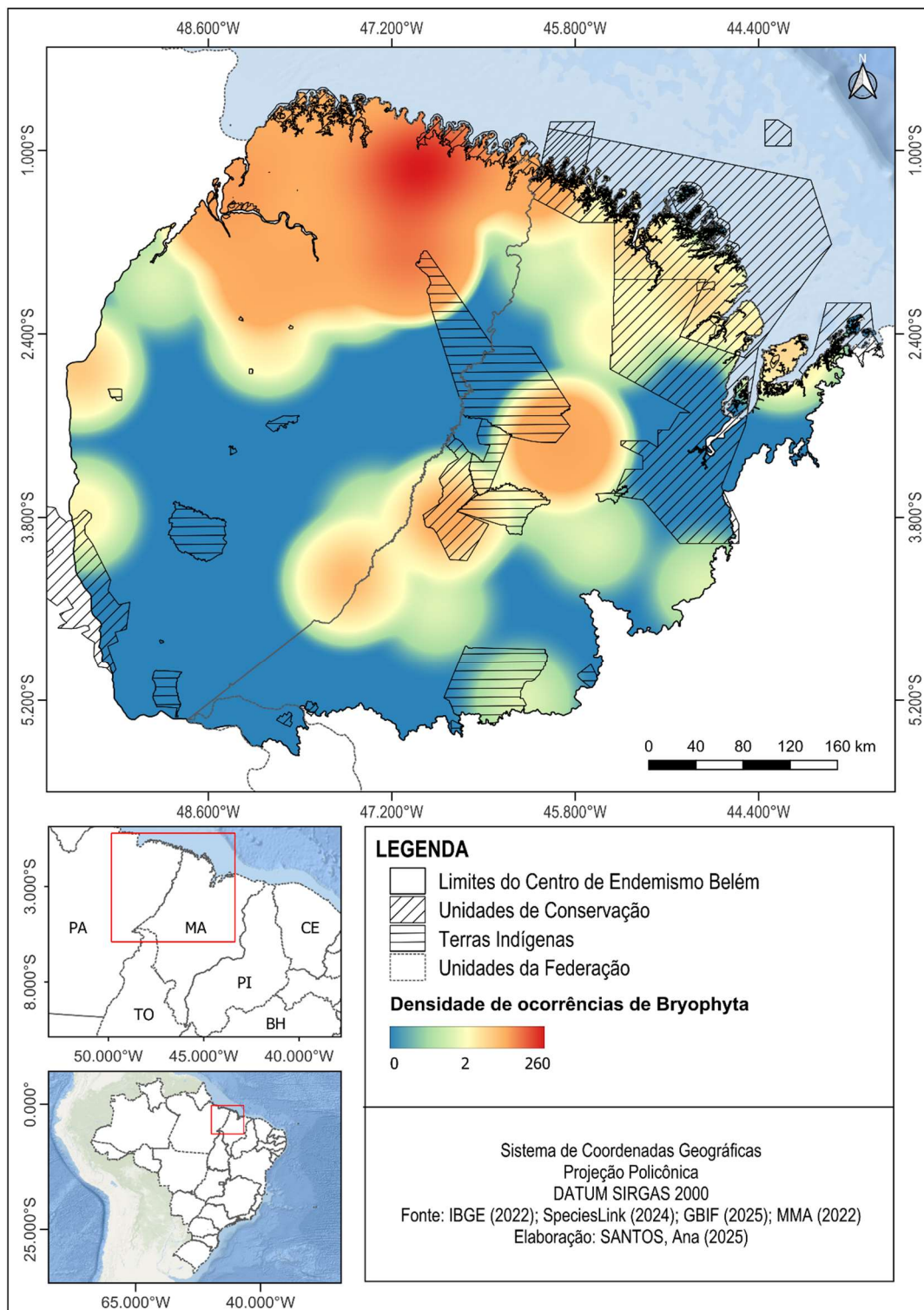
Gráfico 20 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Bryophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

A maior abundância de registro ocorre em formações de pastagens (37,4%) e florestas (34,6%). A maior densidade se encontra ao norte, cercando o conjunto de Resex na região das reentrâncias do Pará. As demais áreas com valores significativos de abundância contam com até 30 registros (Mapa 12).

Mapa 12 – Densidade de Ocorrência de Bryophyta no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A diversidade média medida pelo índice de Shannon-Wiener foi de $H' = 1,13$, com média de equitabilidade de $J' = 0,96$. Os maiores valores de

diversidade ($H' = 3,0$ a $H' = 3,9$) foram observados em áreas de pastagens e formações florestais coincidindo com a mancha de maior abundância, compondo um núcleo de alta diversidade que se estende pelas parcelas 33 e 34, localizadas nas reentrâncias do leste do Pará.

As parcelas correspondentes às florestas da área supracitada contam com uma diversidade de $H' = 2,40$ e $H' = 2,90$. Além de próximas entre si, compartilham alta equitabilidade ($J' = 0,97$ e $J' = 0,93$) e indicam continuidade ecológica e integridade de vegetação florestal naquela porção do território. A repetição de valores elevados em parcelas consecutivas evidencia a conectividade ambiental da região, com condições microclimáticas favoráveis à colonização de briófitas, como sombreamento e umidade constante.

Outro padrão relevante aparece em pastagens isoladas também situadas no leste das reentrâncias do Pará, que revelaram H' acima de 2,7 e equitabilidade superior à média, sugerindo que esses ambientes intermediários podem funcionar como zonas de transição entre blocos florestais. Nessas áreas, a presença de musgos e hepáticas provavelmente se deve à estrutura do relevo e à permanência de micro-habitats úmidos.

Entre as parcelas mais diversas, observou-se elevada equitabilidade ($J' > 0,93$) mesmo nas que apresentam riqueza moderada, seguindo um gradiente decrescente em direção à sede de Belém, o que pode indicar a atuação de espécies generalistas com ampla capacidade de dispersão, ocupando diferentes extratos de vegetação e fragmentos de mata. Por outro lado, a queda acentuada dos valores de H' e J' em parcelas com amostras de vegetação florestal sobrepostas à áreas de uso intensivo, ambas com $H' = 0$, sugere a presença de microambientes desfavoráveis à diversidade, como trechos mais secos, alterados ou isolados, onde apenas um táxon foi registrado.

Mesmo em parcelas com baixa riqueza, em fragmentos florestais, pastagens e mangues nas regiões adjacentes ao núcleo de maior densidade, observou-se $J' = 1$, o que reflete uniformidade absoluta na distribuição da abundância, mas não deve ser confundido com alta diversidade. Esses valores apontam para comunidades simples, formadas por poucos táxons com abundância equilibrada, provavelmente espécies resistentes e amplamente distribuídas.

A diversidade de Bryophyta revelou dois padrões espaciais principais: alta diversidade e equitabilidade em blocos contínuos de formação florestal nas reentrâncias do leste do Pará; e riqueza expressiva em pastagens isoladas, localizadas entre fragmentos florestais. Esses padrões reforçam a relação entre diversidade de briófitas e conectividade ambiental, destacando o papel das condições locais e da estrutura da paisagem na organização das comunidades.

Nesse sentido, cabe observar que a hierarquia de estrutura por similaridade, representada no cladograma do Apêndice J, aponta para grande peso do viés de proximidade geográfica e natureza da classe de uso e cobertura. Partindo-se da extremidade oeste da mancha de densidade, seguindo sentido nascente do rio Guamá, as amostras em florestas alagáveis e formações florestais compartilham cerca de 67% espécies semelhantes. Esse valor decresce (55%) ao ser observada uma amostra em pastagem em uma das duas parcelas analisadas. Quando comparadas à parcela mais ao norte, em formação florestal, já nas reentrâncias do Pará, a similaridade equivale a 25%. O que reforça a afirmativa de que parcelas vizinhas podem apresentar grande similaridade entre si, mas também ressalta a influência de ambientes menos conturbados por fatores antrópicos na composição da diversidade de Bryophyta em certos trechos no CEB.

4.2.2 Monilophyta

A classe Monilophyta foi representada por $n = 194$ ssp., distribuídas em 61 gêneros e 24 famílias, com 3.254 registros. Na tabela 41, observa-se que as famílias Pteridaceae ($ni = 658$; $n = 41$ ssp.), Polypodiaceae ($ni = 439$; $n = 27$ ssp.) e Dryopteridaceae ($ni = 335$; $n = 20$ ssp.) destacaram-se tanto em termos de abundância quanto de riqueza (Tabelas 41 e 43). A estrutura de abundância por gênero revelou um perfil relativamente distribuído, com dez gêneros concentrando cerca de 51,5% da abundância total, enquanto os demais somaram apenas 48,45% dos registros. Os gêneros mais abundantes foram *Adiantum* ($ni = 317$; 9,74%), *Lygodium* ($ni = 185$; 5,69%) e *Cyathea* ($ni = 179$; 5,50%), seguidos por *Nephrolepis*, *Trichomanes*, *Didymoglossum*, *Meniscium*, *Triplophyllum*, *Microgramma* e *Elaphoglossum*, todos com frequência entre 3,5% e 5% (Tabela 42). O grupo apresentou uma composição relativamente

equilibrada, mas com predomínio marcante das espécies mais abundantes: as três espécies no topo do ranking, cada uma com valores superiores a 4,5% do total, representam juntas cerca de 15% da abundância absoluta (Tabela 44).

Tabela 41 – *Ranking* de Abundância por Família de Monilophyta

Família	Abundância	%
Pteridaceae	658	20,23
Polypodiaceae	439	13,50
Dryopteridaceae	335	10,30
Hymenophyllaceae	331	10,18
Thelypteridaceae	237	7,29
Lygodiaceae	185	5,69
Cyatheaceae	179	5,50
Nephrolepidaceae	165	5,07
Tectariaceae	149	4,58
Lomariopsidaceae	108	3,32
Demais	467	14,36

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 42 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Monilophyta

Gênero	Abundância	%
<i>Adiantum</i>	317	9,74
<i>Lygodium</i>	185	5,69
<i>Cyathea</i>	179	5,50
<i>Nephrolepis</i>	165	5,07
<i>Trichomanes</i>	159	4,89
<i>Didymoglossum</i>	155	4,76
<i>Meniscium</i>	153	4,70
<i>Triplophyllum</i>	127	3,90
<i>Microgramma</i>	122	3,75
<i>Elaphoglossum</i>	115	3,54
Demais	1576	48,45

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 43 – *Ranking* de Riqueza por Família de Monilophyta

Família	Riqueza	%
Pteridaceae	41	21,13
Polypodiaceae	27	13,92
Dryopteridaceae	20	10,31
Hymenophyllaceae	20	10,31
Thelypteridaceae	16	8,25
Lindsaeaceae	8	4,12
Tectariaceae	8	4,12
Cyatheaceae	7	3,61
Nephrolepidaceae	7	3,61
Aspleniaceae	5	2,58

Demais	35	18,04
--------	----	-------

Fonte: Elaboração própria, 2025

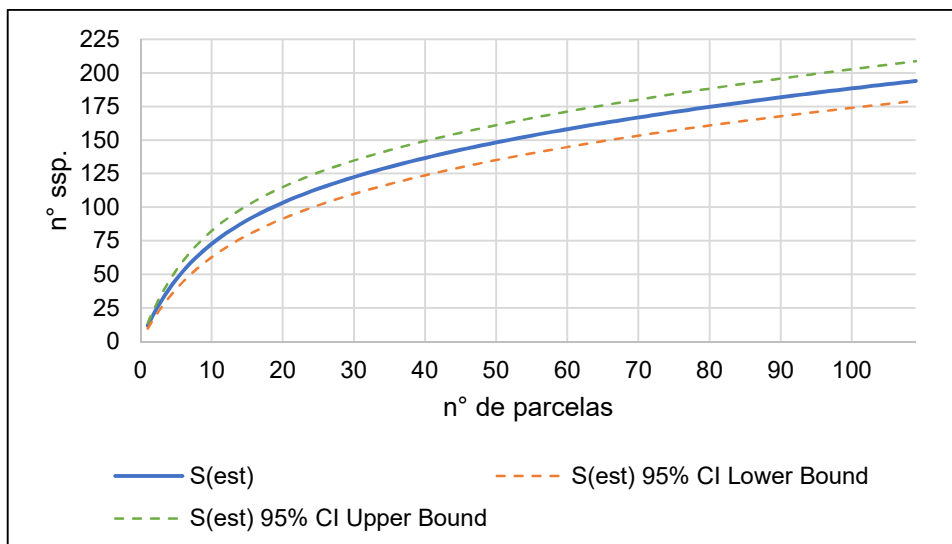
Tabela 44 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Monilophyta

Espécie	Abundância	%
<i>Lygodium volubile</i>	103	3,17
<i>Nephrolepis brownii</i>	95	2,92
<i>Cyclodium meniscioides</i>	91	2,80
<i>Lygodium venustum</i>	82	2,52
<i>Polybotrya caudata</i>	82	2,52
<i>Cyathea microdonta</i>	80	2,46
<i>Meniscium macrophyllum</i>	77	2,37
<i>Serpocaulon triseriale</i>	75	2,31
<i>Telmatoblechnum serrulatum</i>	74	2,27
<i>Meniscium serratum</i>	68	2,09
Demais	2426	74,58

Fonte: Elaboração própria, 2025

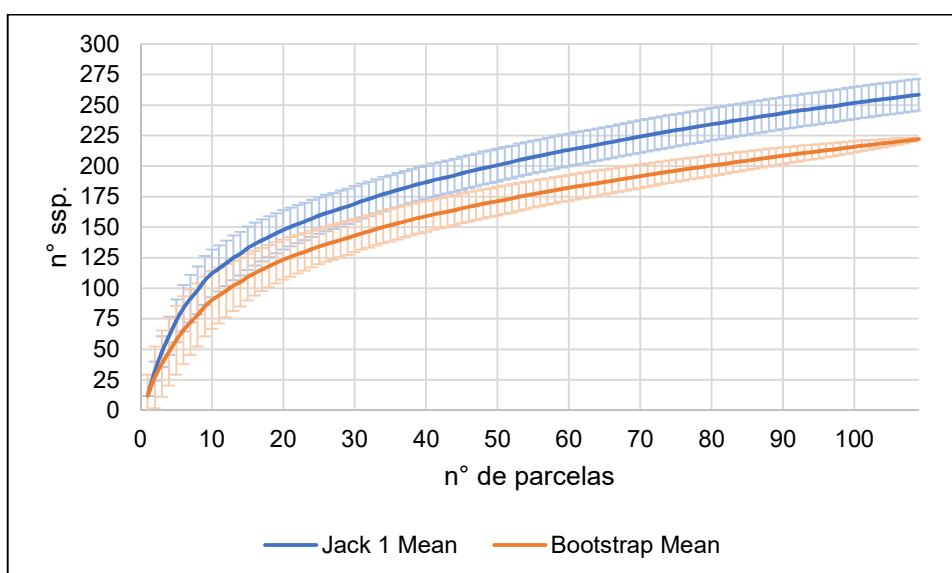
A curva de acumulação espécie-área apresentou tendência clara à estabilização com riqueza por cerca de $n = 200$ ssp., com a riqueza observada ($n = 194$ ssp.) posicionando-se abaixo das estimativas: $S(\text{est}) = 257,72$ ssp. por Jackknife 1 (desvio padrão = 6,65) e $S(\text{est}) = 210,02$ ssp. por Bootstrap (Gráfico 21). A suficiência amostral foi de 75,2% (Jackknife) e 92,3% (Bootstrap), valores considerados satisfatórios para a cobertura da classe. Embora a diversidade real possa ainda estar subestimada a curva da riqueza prevê o alcance da assíntota com riqueza máxima em torno de $n = 270$ ssp., de acordo com o desvio padrão de Jackknife 1 (Gráfico 22).

Gráfico 21 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Monilophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

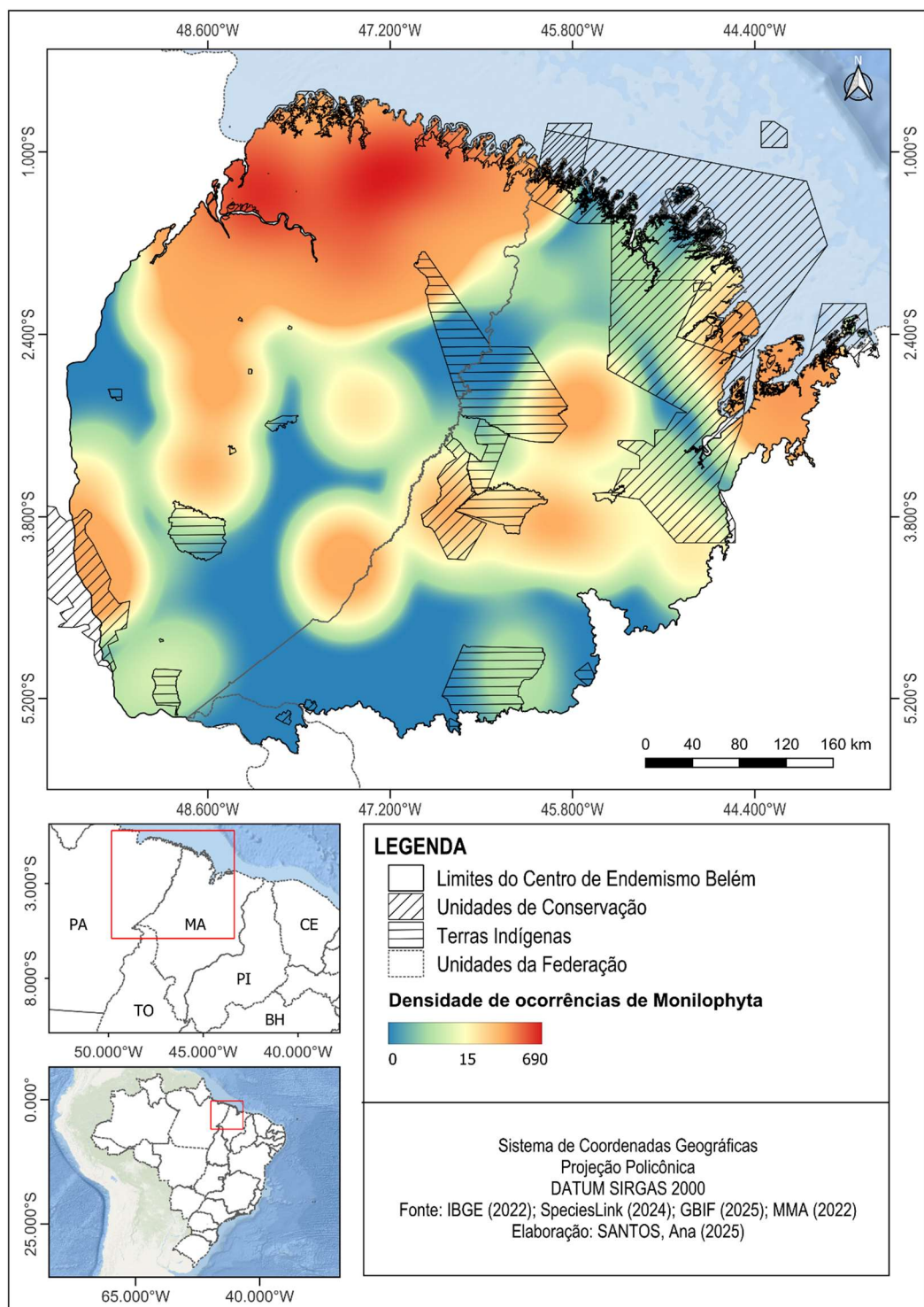
Gráfico 22 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Monilophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

A distribuição de Monilophyta, no CEB, expressa cobertura amostral abrangente e satisfatória. A maior densidade se destaca no setor noroeste do CEB, em dois núcleos próximos, cada qual com cerca de 600 registros, seguida da segunda mancha de abundância significativa da Ilha do Maranhão à Bacabeira, com 145 indivíduos (Mapa 13). As formações mais abundantes são: formação florestal (63,3%), pastagens (20%) e florestas alagáveis (7,5%).

Mapa 13 – Densidade de Ocorrência de Monilophyta no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A média geral da diversidade foi de $H' = 1,45$, com equitabilidade média de $J' = 0,96$. Os valores mais altos de diversidade ($H' > 3$) concentraram-se em formações florestais da porção noroeste do Centro de Endemismo Belém (CEB), chegando a $H' = 4,08$, com equitabilidade sempre superior a 0,90. Esse agrupamento sugere fragmentos adjacentes de vegetação florestal bem

conservada, com condições microclimáticas ideais para o desenvolvimento de samambaias no CEB. A repetição de valores elevados em parcelas consecutivas confirma a conectividade ecológica dessa porção da paisagem, situada em zona de floresta ombrófila densa de baixa altitude.

Um segundo conjunto de parcelas apresentou valores de Shannon entre 2,8 e 2,2, incluindo as unidades florestais distribuídas no setor oeste, e ao centro, nas bordas da Reserva Biológica do Gurupi. Esses valores intermediários refletem formações florestais com composição de riqueza parcialmente considerável. Destaca-se que essas unidades, embora não alcancem os maiores índices, ainda superam a média geral da classe, indicando importância ecológica regional.

Parcelas com amostras em pastagens e fragmentos florestais, com valores de H' entre 1 e 2, localizam-se no entorno do Mosaico Gurupi, uma zona de transição entre áreas protegidas e zonas de uso intensivo. Esses valores indicam comunidades mais empobrecidas, o que pode ser resultado de fragmentação florestal, pressão antrópica ou degradação da cobertura vegetal. Ainda assim, a equitabilidade manteve-se alta ($J' > 0,95$), sugerindo que, mesmo com poucas espécies, há uma distribuição relativamente uniforme entre os indivíduos presentes, padrão consistente com a dominância de táxons resilientes.

Nas parcelas localizadas na Ilha do Maranhão (Fo65) e no município de Bacabeira, observou-se diversidade elevada para o contexto regional, com valores de $H' = 3,508$ e $J' = 0,9643$; e $H' = 2,931$ e $J' = 0,9481$, respectivamente. Ambos os valores estão acima da média e indicam que essas regiões insulares e de transição entre o litoral e o continente ainda sustentam comunidades expressivas de samambaias.

As parcelas na região noroeste foram analisadas em grupo e apresentaram similaridade mínima de 50%, as mesmas se dividem em cinco pares com similaridade quantificada entre 65% e quase 80%. O fator de correspondência geográfica expressa grande influência sobre esse grupo, isto é, as parcelas situadas mais ao norte possuem maior similaridade entre si do que em relação às parcelas da seção da sede de Belém. Por outro lado, as áreas mais diversas na seção São Luís-Bacabeira não apresentaram qualquer semelhança estrutural (Apêndice K).

Em síntese, Monilophyta apresentou alta diversidade em formações florestais do noroeste do CEB, com transições marcadas por comunidades menos diversas nas zonas centrais e periféricas, como o entorno do Mosaico Gurupi e a faixa litorânea ocidental. As análises espaciais revelam que a diversidade estrutural da vegetação e a conectividade entre fragmentos florestais desempenham papel central na manutenção da riqueza e equitabilidade da classe ao longo da área de estudos.

4.2.3 Lycopodiophyta

A classe Lycopodiophyta foi representada por uma riqueza de $n = 18$ spp., distribuídas em 6 gêneros e 3 famílias, com $ni = 310$ registros. A família Selaginellaceae concentrou a maior parte da abundância ($ni = 200$; 64,5%) e a segunda maior riqueza ($n = 8$ spp.), enquanto a Lycopodiaceae apresentou maior número de espécies ($n = 9$ spp.), com 108 indivíduos (34,8%) (Tabelas 45 e 47). A Isoetaceae teve apenas uma espécie registrada, com $ni = 2$. A tabela 46 revela que Selaginellaceae mantém apenas um gênero no topo do ranking, com alta dominância. A alta dominância também se expõe a nível de espécie (Tabela 48), com destaque para *Selaginella conduplicata* ($ni = 156$; 50,3%), *Palhinhaea cernua* ($ni = 84$; 27,1%) e *Selaginella radiata* ($ni = 24$; 7,7%), que juntas representam cerca de 85% de todos os indivíduos registrados. As demais espécies apresentaram abundâncias extremamente baixas, com predominância de ocorrências únicas ou duplas.

Tabela 45 – *Ranking* de Abundância Por Família de Lycopodiophyta

Família	Abundância	%
Selaginellaceae	200	64,52
Lycopodiaceae	108	34,84
Isoetaceae	2	0,65

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 46 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Lycopodiophyta

Gênero	Abundância	%
<i>Selaginella</i>	200	64,52
<i>Palhinhaea</i>	90	29,03
<i>Pseudolycopodiella</i>	14	4,52
<i>Isoetes</i>	2	0,65
<i>Lycopodium</i>	2	0,65

<i>Phlegmariurus</i>	2	0,65
----------------------	---	------

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 47 – *Ranking* de Riqueza por Família de Lycopodiophyta

Família	Riqueza	%
Lycopodiaceae	9	50,00
Selaginellaceae	8	44,44
Isoetaceae	1	5,56

Fonte: Elaboração própria, 2025

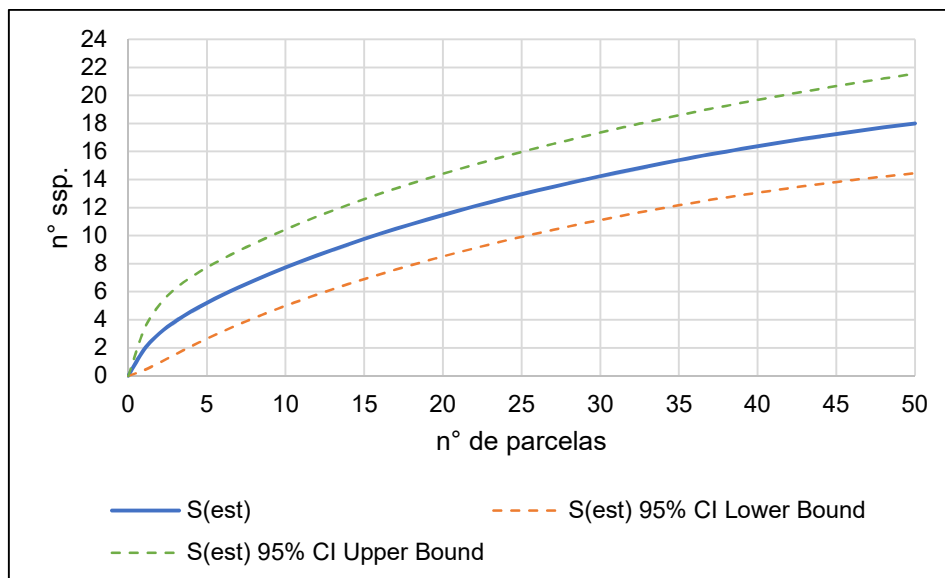
Tabela 48 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Lycopodiophyta

Espécie	Abundância	%
<i>Selaginella conduplicata</i>	156	50,32
<i>Palhinhaea cernua</i>	84	27,10
<i>Selaginella radiata</i>	24	7,74
<i>Selaginella producta</i>	11	3,55
<i>Pseudolycopodiella meridionalis</i>	8	2,58
<i>Lycopodiella caroliniana</i>	4	1,29
<i>Palhinhaea camporum</i>	4	1,29
<i>Selaginella breynii</i>	3	0,97
<i>Isoetes triangula</i>	2	0,65
<i>Lycopodiella cernua</i>	2	0,65
<i>Demais</i>	12	3,87

Fonte: Elaboração própria, 2025

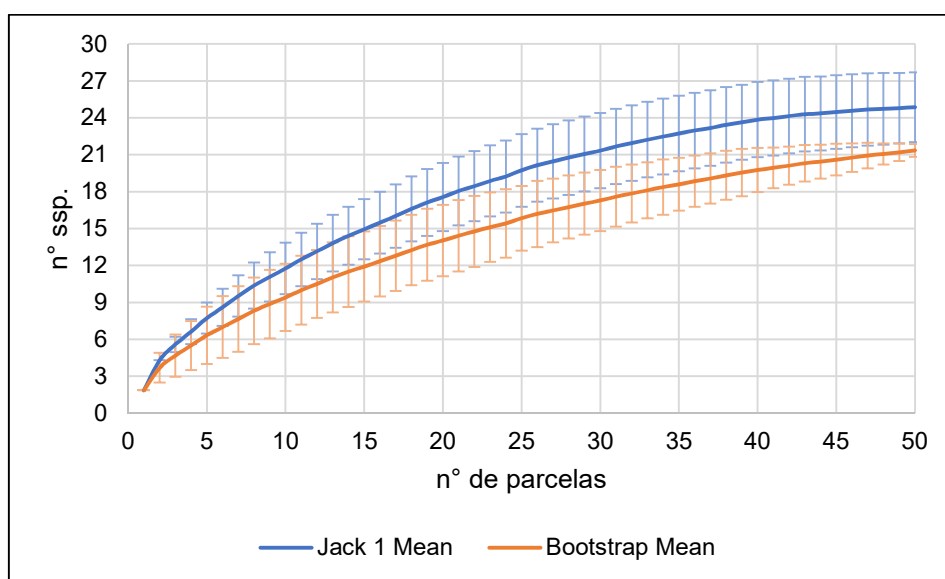
A curva de acumulação espécie-área demonstrou crescimento lento e irregular, com baixa inclinação e ausência de tendência clara de estabilização (Gráfico 23). A riqueza observada de $n = 18$ ssp. ficou abaixo das estimativas: $S(est) = 30,57$ ssp. pelo método Jackknife 1 (desvio padrão = 5,5) e $S(est) = 21,38$ ssp. por Bootstrap (Gráfico 24). A suficiência amostral foi de 58,9% e 84,2%, respectivamente. Tais valores revelam uma subamostragem significativa da riqueza potencial da classe, ainda que a abundância absoluta tenha sido moderada.

Gráfico 23 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Lycopodiophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

Gráfico 24 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Lycopodiophyta

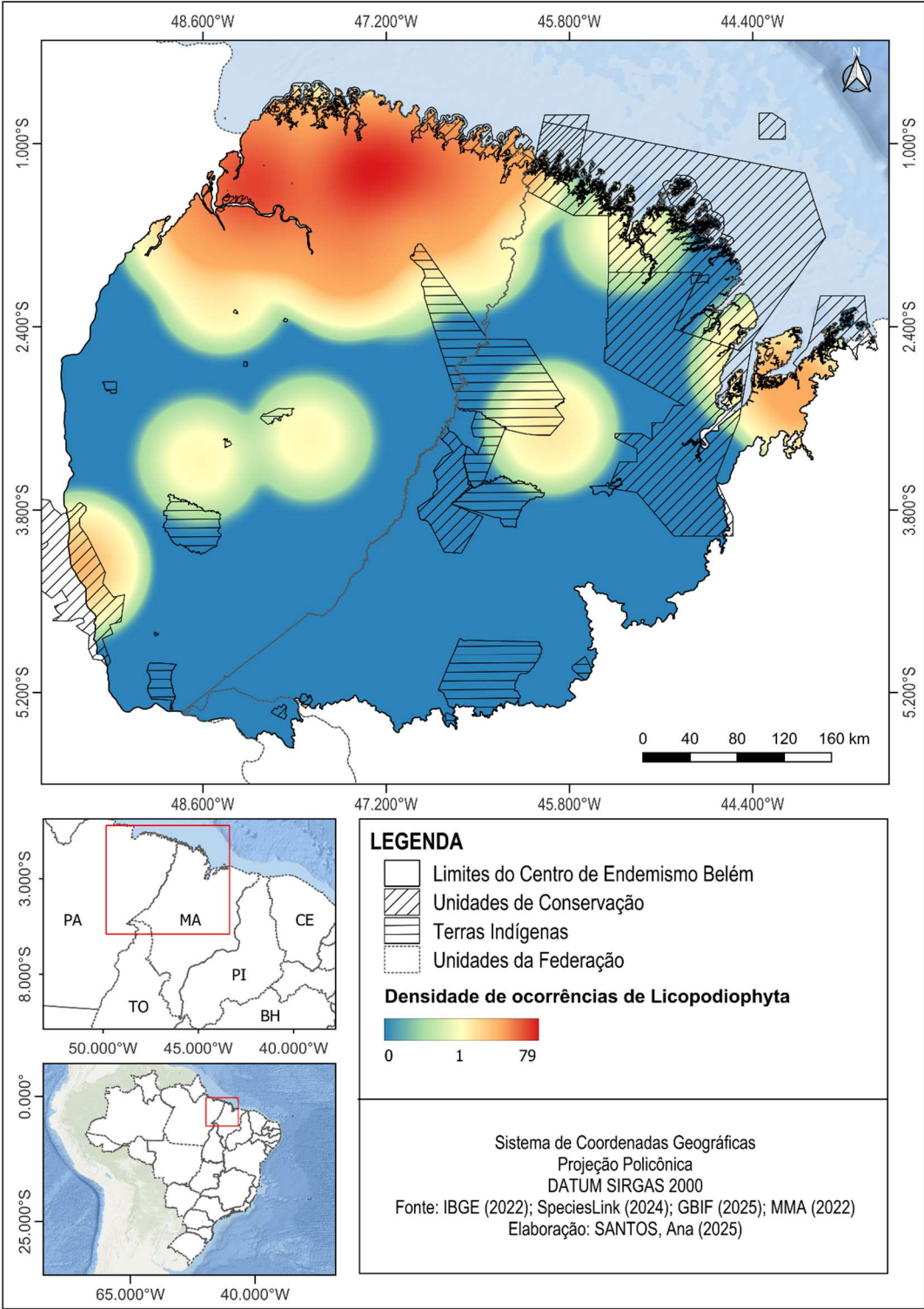


Fonte: Elaboração própria, 2025

O mapa de densidade de indivíduos (Mapa 14) revela núcleos de abundância na região noroeste do CEB e na Ilha do Maranhão, com valores oscilando entre $n_i = 10$ a $n_i = 72$. A limitação mais evidente está na cobertura espacial, com registros concentrados em pastagens (44,5%), florestas (36,5%) e florestas alagáveis (9,6%), sobretudo em parcelas da porção noroeste do CEB e da Ilha do Maranhão, além de algumas ocorrências pontuais em áreas de uso

intensivo no trecho centro-oeste, particularmente em pastagens, corpos hídricos e florestas fragmentadas.

Mapa 14 – Densidade de Ocorrência de Lycopodiophyta no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A diversidade média foi de $H' = 0,40$, enquanto a equitabilidade média foi de $J' = 0,88$. Os maiores valores de Shannon foram registrados em áreas de pastagem ou zona urbana ($H'=1,3$ a $H'= 1,4$), o que indica a predominância de espécies resilientes capazes de colonizar ambientes perturbados. O padrão recorrente de alta equitabilidade em parcelas com riqueza baixa ou moderada reforça esse perfil, sugerindo distribuição relativamente uniforme da abundância entre poucos táxons.

Nas amostras em pastagem e formação florestal da Ilha do Maranhão e Rosário, contabilizam com $H' = 0,6931$ e $J' = 1$, evidenciando comunidades simplificadas, porém internamente equilibradas. A proximidade entre essas parcelas e seus ambientes úmidos e sombreados pode explicar a ocorrência recorrente de espécies com elevada tolerância ecológica. Já as formações florestais na porção noroeste também apresentaram valores próximos a $H' = 1$, com equitabilidade elevada, sugerindo que mesmo formações florestais em áreas de maior integridade sustentam conjuntos restritos, porém equilibrados, de licopódios.

A riqueza observada relativamente baixa, mesmo frente a outras classes com menor cobertura espacial, sugere que Lycopodiophyta responde de forma mais restrita à heterogeneidade da paisagem no CEB. Ainda que a abundância total seja mediana, a estrutura comunitária simples, a concentração geográfica dos registros e a suficiência amostral reduzida reforçam a importância de ampliar o esforço amostral e integrar microhabitats específicos em futuras investigações.

O cladograma no apêndice L assume que as parcelas menos diversas correspondem em 100% na sua estrutura, corroborando com o ranking de abundância relativa, isto é, evidenciando a dominância de *Palhinhaea cernua* (L.) Vasc. & Franco e *Selaginella conduplicata* Spring. Enquanto isso, as mais diversas compõem um grupo com similaridade entre 65% e 80% entre si, salientando a maior distribuição dessa comunidade em áreas fragmentadas, porém menos pressionadas na sessão noroeste do CEB.

4.2.4 Gimnospermae

A classe Gimnospermae foi registrada com apenas $n = 3$ ssp., distribuídas em 2 gêneros e 2 famílias, totalizando uma abundância absoluta de $n_i = 7$

indivíduos. A família Gnetaceae concentrou a maior parte da riqueza ($n = 2$ spp.) e da abundância ($n_i = 6$; 85,7%), enquanto a Podocarpaceae apresentou uma única espécie com $n_i = 1$ (Tabelas 49 e 51). Consequentemente, tais valores de abundância se refletem para o nível dos gêneros (Tabela 50). A dominância de poucos táxons é evidente: *Gnetum venosum* foi responsável por 57,14% dos registros, *Gnetum nodiflorum* por 28,57% e *Podocarpus macrophyllus* por apenas 14,29% (Tabela 52). Essa distribuição extremamente assimétrica evidencia estrutura comunitária simplificada e fortemente condicionada à presença esporádica de indivíduos isolados.

Tabela 49 – *Ranking* de Abundância por Família de Gimnospermae

Família	Abundância	%
Gnetaceae	6	85,71
Podocarpaceae	1	14,29

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 50 – *Ranking* de Abundância por Gênero de Gimnospermae

Gênero	Abundância	%
Gnetum	6	85,71
Podocarpus	1	14,29

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 51 – *Ranking* de Riqueza por Família de Gimnospermae

Família	Riqueza	%
Gnetaceae	2	66,67
Podocarpaceae	1	33,33

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 52 – *Ranking* de Abundância por Espécie de Gimnospermae

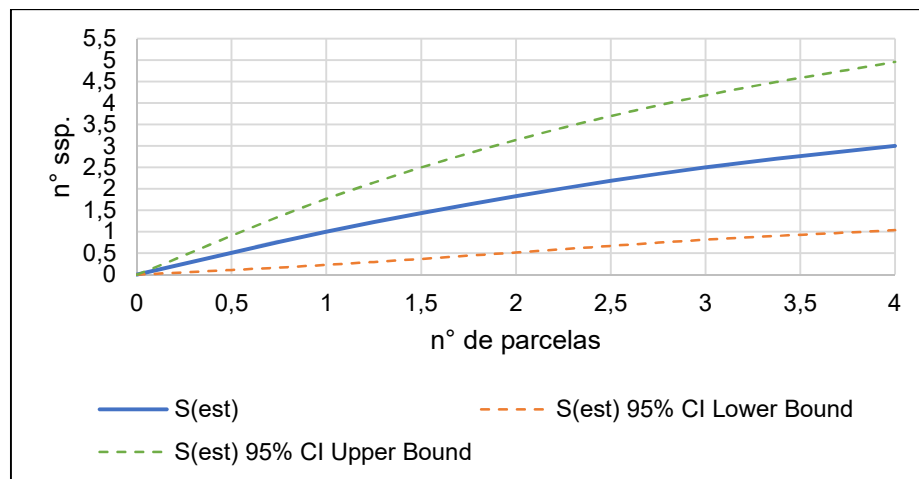
Espécie	Abundância	%
<i>Gnetum nodiflorum</i>	2	28,57
<i>Gnetum venosum</i>	4	57,14
<i>Podocarpus macrophyllus</i>	1	14,29

Fonte: Elaboração própria, 2025

A curva de acumulação espécie-área indicou um crescimento suave da riqueza estimada com tendência de estabilização precoce (Gráfico 25). A riqueza observada ($n = 3$ spp.) apresentou estimativas de $S(\text{est}) = 4,5$ spp. por Jackknife 1 (desvio padrão = 0,87) e $S(\text{est}) = 3,7$ spp. por Bootstrap (Gráfico 26), com

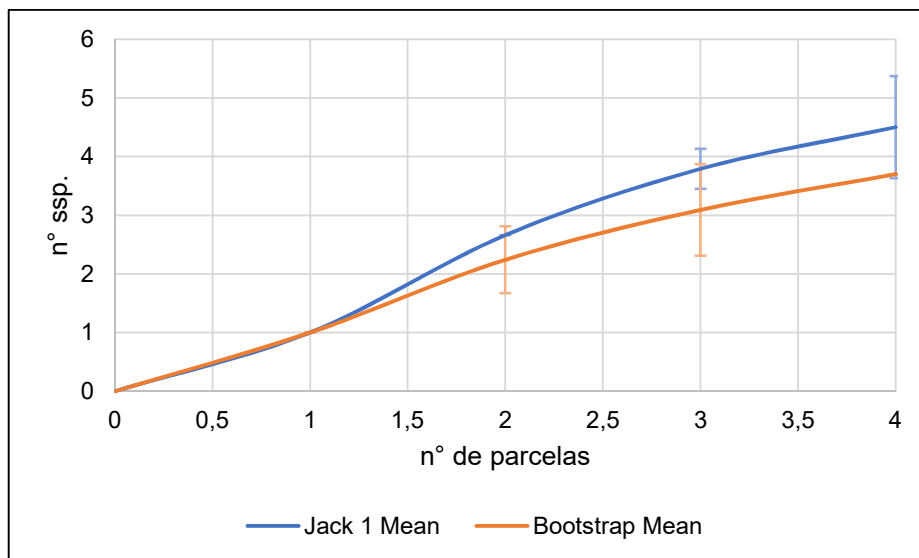
suficiência amostral de 66,7% e 81%, respectivamente. Embora esses valores numéricos indiquem cobertura relativamente adequada, devem ser interpretados com cautela, pois derivam de um universo extremamente pequeno de registros, distribuídos em apenas quatro parcelas amostradas.

Gráfico 25 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Gimnospermae



Fonte: Elaboração própria, 2025

Gráfico 26 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Gimnospermae

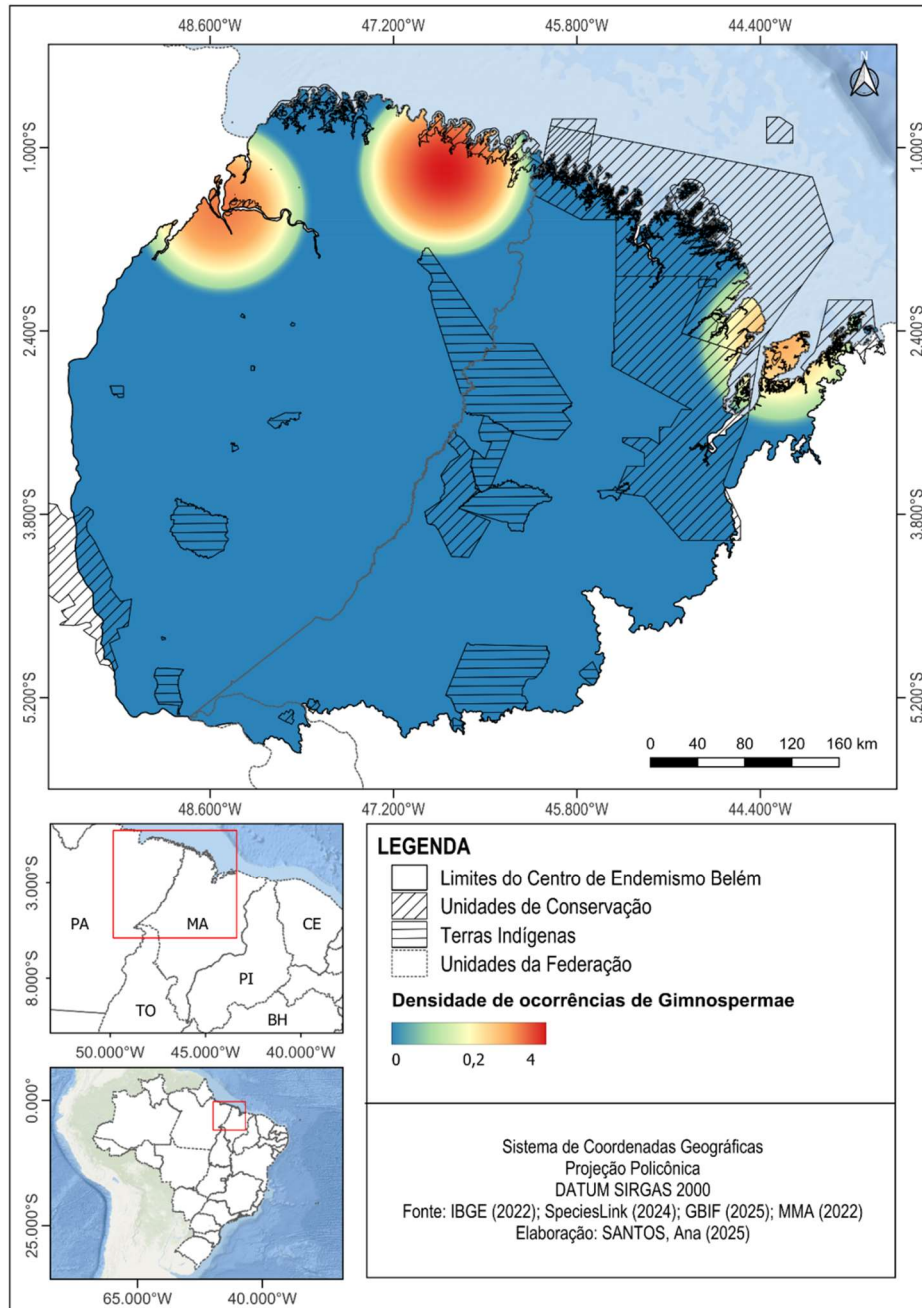


Fonte: Elaboração própria, 2025

As manchas de densidade de ocorrências expressas no mapa 15 refletem a abundância absoluta para a classe. A distribuição das amostras é pontual e restrita aos três núcleos de abundância mais comum para os artrópodes

analisados no presente estudo: na capital de Belém-PA, nas reentrâncias do leste paraense e na capital de São Luís-MA (Mapa 15).

Mapa 15 – Densidade de Ocorrência de Indivíduos do Grupo *Gimnospermae*



Fonte: Elaboração própria, 2025

O índice de Shannon-Wiener foi $H' = 0$ em todas as parcelas, e a equitabilidade de Pielou também foi $J' = 0$, refletindo dominância absoluta de uma única espécie por parcela. Tais valores, embora esperados dada a baixíssima riqueza e abundância, são insuficientes para estabelecer padrões de

diversidade significativos. Além disso, a distribuição espacial foi altamente restrita, com registros apenas em parcelas isoladas e dispersas, sem repetição entre parcelas próximas, o que impede qualquer inferência sobre continuidade ecológica ou conectividade entre populações.

A análise da estrutura hierárquica não demonstra qualquer relação de parentesco entre as parcelas. A similaridade de 100% indicada entre as parcelas em formações florestais nas reentrâncias paraenses é majoritariamente associada à concentração de um único grupo de *Gnetum venosum* Spruce ex Benth nos limites entre ambas as parcelas. As demais parcelas se isolam sem qualquer correspondência estrutural (Apêndice M).

De forma geral, o caso de Gimnospermae evidencia uma situação de baixa representatividade amostral, em que tanto a escassez de registros quanto a restrição espacial impõem limites severos à interpretação dos padrões ecológicos. É importante destacar que, devido ao porte, hábito e preferência por microambientes específicos, espécies de gimnospermas podem ter sido subdetectadas durante o processo de coleta, especialmente em áreas com cobertura herbácea ou florestal densa, o que acentua o viés de amostragem. Esse viés deve ser considerado o principal fator explicativo dos resultados obtidos, mais do que qualquer tendência ecológica real observável.

4.2.5 Magnoliophyta

A classe Magnoliophyta apresentou a maior riqueza florística dentre todos os grupos analisados, com $n = 4.438$ ssp., distribuídas em 1.264 gêneros e 190 famílias, totalizando uma abundância absoluta de $ni = 31.624$ registros. A família Fabaceae liderou em número de espécies ($n = 591$; 13,32%) e também em abundância ($ni = 4.564$; 14,43%), seguida por Rubiaceae, Poaceae, Cyperaceae e Euphorbiaceae, revelando a predominância de táxons adaptados a ambientes úmidos e variados graus de antropização (Tabela 53 e 55). A estrutura da abundância por gênero evidenciou baixa concentração, com destaque para *Protium* ($ni = 794$; 2,51%), *Inga* ($ni = 561$; 1,77%), *Miconia* ($ni = 470$; 1,49%) e *Myrcia* ($ni = 450$; 1,42%), seguidos por *Solanum*, *Eschweilera*, *Eugenia* e *Pouteria*. Nenhum gênero isolado ultrapassou 3% da abundância total, e os dez mais frequentes juntos representam apenas 14% dos registros, o que reforça a

estrutura altamente diversificada e distribuída da assembleia florística (Tabela 54). Em nível específico, *Eschweilera coriacea* foi a mais abundante ($n_i = 231$; 0,73%), seguida por *Protium heptaphyllum* (0,50%) e outras espécies com frequência inferior a 0,5%, indicando baixa dominância e ampla distribuição da abundância entre muitas espécies raras (Tabela 56).

Tabela 53 – Ranking de Abundância por Família de Magnoliophyta

Família	Abundância	%
Fabaceae	4564	14,43
Rubiaceae	1122	3,55
Euphorbiaceae	1052	3,33
Poaceae	1021	3,23
Melastomataceae	1013	3,20
Myrtaceae	990	3,13
Burseraceae	919	2,91
Lecythidaceae	899	2,84
Cyperaceae	884	2,79
Chrysobalanaceae	855	2,70
Demais	18316	57,90

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 54 – Ranking de Abundância por Gênero de Magnoliophyta

Gênero	Abundância	%
<i>Protium</i>	794	2,51
<i>Inga</i>	561	1,77
<i>Miconia</i>	470	1,49
<i>Myrcia</i>	450	1,42
<i>Solanum</i>	433	1,37
<i>Eschweilera</i>	412	1,30
<i>Eugenia</i>	355	1,12
<i>Pouteria</i>	337	1,07
<i>Ouratea</i>	334	1,06
<i>Licania</i>	289	0,91
Demais	27200	85,98

Fonte: Elaboração própria, 2025

Tabela 55 – Ranking de Riqueza por Família de Magnoliophyta

Família	Riqueza	%
Fabaceae	591	13,32
Rubiaceae	215	4,84
Poaceae	200	4,51
Cyperaceae	144	3,24
Euphorbiaceae	124	2,79
Melastomataceae	121	2,73
Malvaceae	117	2,64

Orchidaceae	116	2,61
Myrtaceae	115	2,59
Asteraceae	106	2,39
Demais	2744	58,34

Fonte: Elaboração própria, 2025

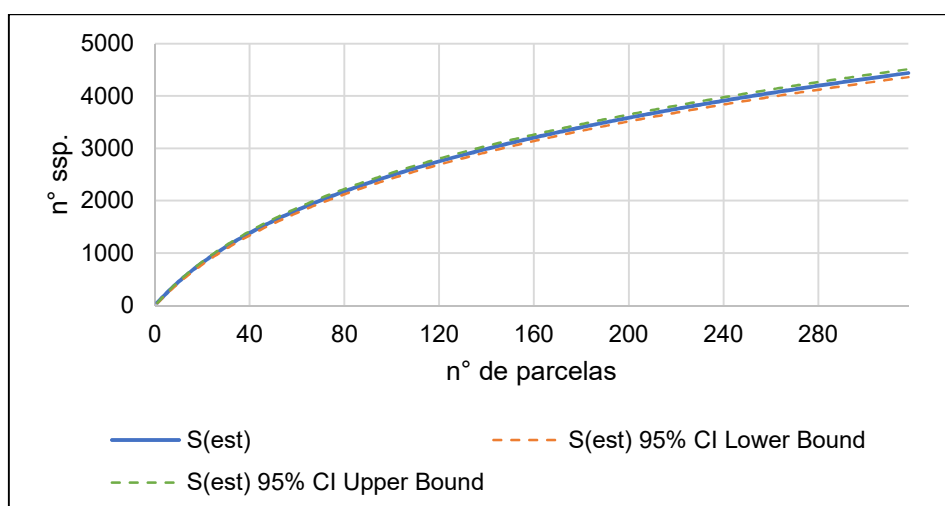
Tabela 56 - Ranking de Abundância por Espécie de Magnoliophyta

Espécie	Abundância	%
<i>Eschweilera coriacea</i>	231	0,73
<i>Protium heptaphyllum</i>	159	0,50
<i>Hirtella racemosa</i>	133	0,42
<i>Gustavia augusta</i>	123	0,39
<i>Ouratea caudata</i>	123	0,39
<i>Rhizophora mangle</i>	123	0,39
<i>Byrsonima crassifolia</i>	109	0,34
<i>Lecythis idatimon</i>	107	0,34
<i>Protium decandrum</i>	105	0,33
<i>Myrcia cuprea</i>	101	0,32
Demais	30321	95,85

Fonte: Elaboração própria, 2025

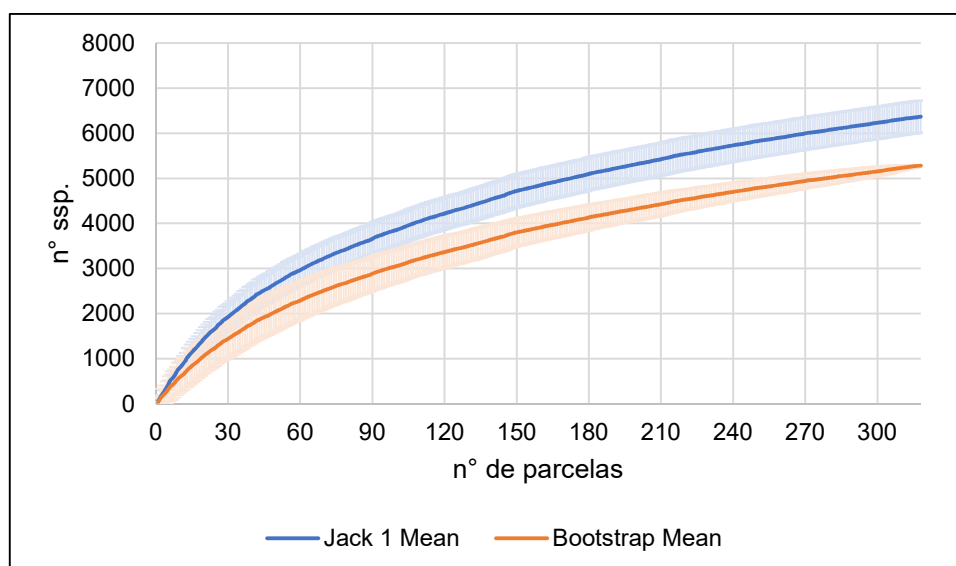
A curva de acumulação espécie-área para Magnoliophyta no CEB, ao atingir a 318ª amostra, registrou 4.438 espécies observadas (Gráfico 27), enquanto as estimativas de riqueza indicaram 6.368 espécies (Jackknife 1) e 5.282 (Bootstrap), revelando uma suficiência amostral de 69,7% a 84,0% (Gráfico 28). A curva demonstra uma tendência clara de estabilização, com a inclinação reduzindo-se drasticamente nas últimas 100 amostras, o que sugere que o esforço atual já capturou a maior parte da diversidade florística da região. No entanto, a discrepância entre os valores observados e estimados (especialmente pelo Jackknife 1) indica que espécies raras ou de distribuição restrita (cerca de 1.000 a 2.000) ainda não foram registradas, particularmente em habitats subamostrados como manguezais.

Gráfico 27 – Curva de Acumulação Espécie-Área para Magnoliophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

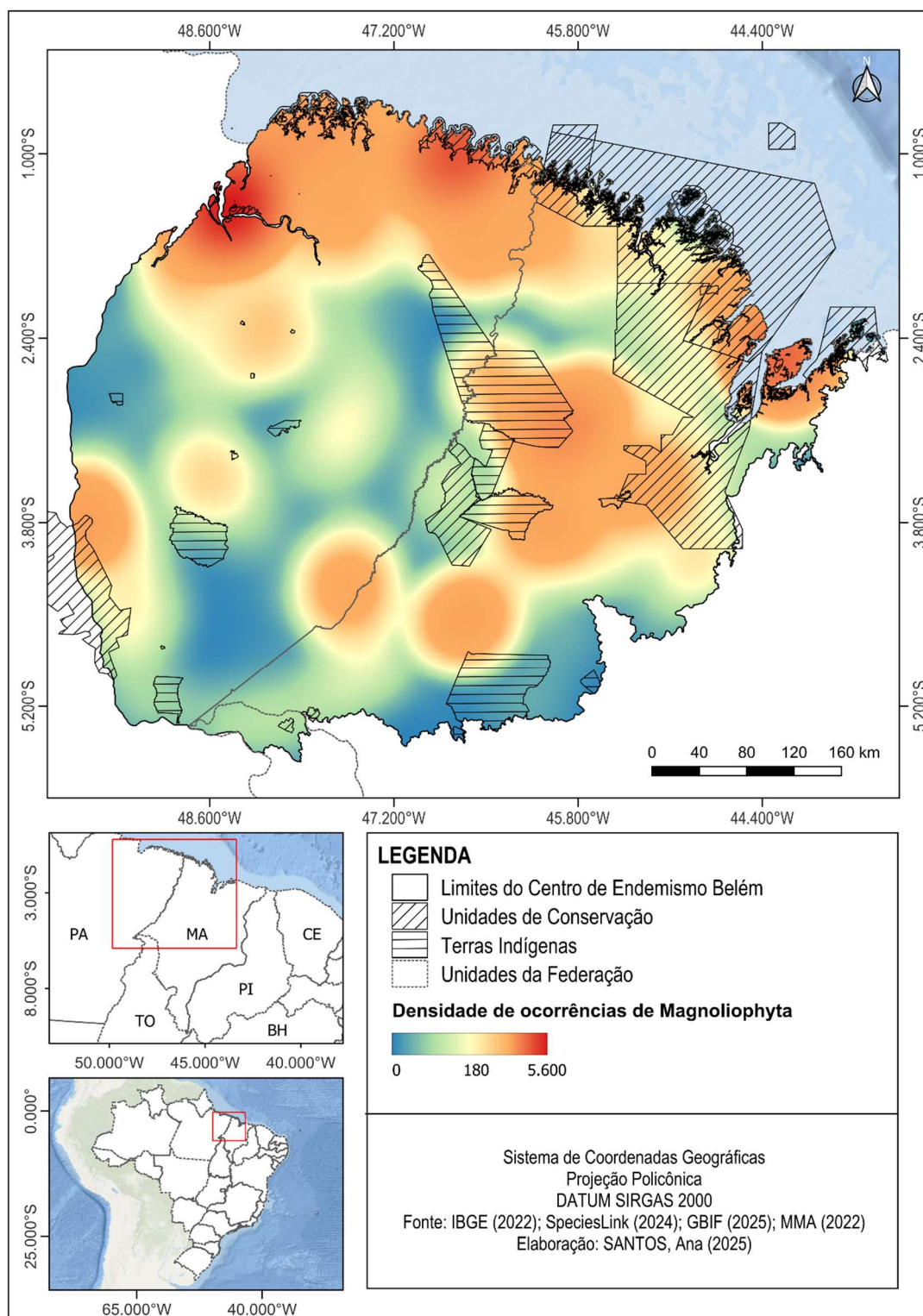
Gráfico 28 – Estimativa de Riqueza de Espécies de Magnoliophyta



Fonte: Elaboração própria, 2025

A abundância absoluta de Magnoliophyta é a segunda maior dentre as de todos os grupos aqui analisados. Sua cobertura amostral expressa grande abrangência em toda área de estudos, com valores maiores cobrindo toda faixa de manguezais nos sistemas costeiros dos estados do Maranhão e Pará, da Ilha do Maranhão à foz do Rio Guamá. Uma segunda mancha de abundância significativa atravessa o transecto leste-sul, conectando a APA da Baixada ao Mosaico Gurupi e à TI Arariboia (Mapa 16).

Mapa 16 – Densidade de Ocorrência de Magnoliophyta no CEB (1800-2025)



Fonte: Elaboração própria, 2025

A diversidade da classe Magnoliophyta, medida pelo índice de Shannon-Wiener (H'), apresentou ampla variação entre as parcelas, com destaque para

valores elevados de H' ($> 5,0$) em áreas de usos diversos, como urbanas, pastagens e formações florestais. As duas parcelas urbanas referentes à duas capitais, além de apresentarem os maiores índices de diversidade da classe, também exibiram equitabilidade elevada ($J' > 0,94$), indicando que a heterogeneidade ambiental típica do espaço urbano sustenta um número elevado de espécies com distribuição relativamente uniforme.

Esse padrão também foi observado nas parcelas de pastagem desconectas com $H' > 5,5$ e J' superiores a 0,93, sugerindo que, mesmo em áreas de uso intensivo, a presença de mosaicos vegetacionais pode favorecer uma composição florística rica. A parcela de formação florestal em Belém, única entre as formações florestais a figurar no topo da diversidade, apresentou $H' = 5,499$ e $J' = 0,966$, reforçando a contribuição das florestas contínuas para a manutenção de comunidades estruturalmente complexas.

O agrupamento de parcelas com valores elevados e localizações próximas reforça a importância da conectividade espacial na distribuição da diversidade. É o caso de amostras de pastagens localizadas nas reentrâncias do leste do Pará e com H' acima de 5,4; aquelas situadas na área urbana de Belém e com H' entre 5,0 e 5,2; e formações florestais no noroeste do CEB com H' superiores a 5,3.

A mancha de abundância conectando a TI Alto Turiaçu à APA da Baixada Maranhense corresponde a formações de pastagens e remanescentes florestais altamente diversos, com $H' = 4,8$ até $H' = 5,37$ e valores de equitabilidade acima da média. Em todos esses casos, a proximidade entre parcelas com índices similares sugere continuidade de habitat e condições ambientais favoráveis compartilhadas, o que contribui para padrões consistentes de diversidade e equitabilidade. A equitabilidade nessas parcelas permaneceu alta ($J' > 0,94$), indicando que, além da riqueza elevada, há uma distribuição relativamente uniforme dos indivíduos entre as espécies.

A análise por tipo de uso e cobertura revela que formações florestais com $H' > 4,5$, sobretudo no noroeste e Ilha do Maranhão, compartilham valores elevados de equitabilidade, independentemente da posição espacial, o que aponta para um padrão funcional das florestas em manter comunidades diversas e estruturalmente equilibradas. As pastagens ricas, nessas mesmas áreas, reiteram que a diversidade pode ser elevada mesmo em áreas de uso intensivo,

desde que haja elementos de conectividade com formações vegetais naturais ou regeneradas. A alta diversidade de Magnoliophytas também abunda em mangues ($H' = 4,33$) e florestas alagáveis ($H' = 5,40$) ao longo de quase toda faixa correspondente às reentrâncias do CEB.

De forma geral, Magnoliophyta revela padrões espaciais claros de diversidade, com parcelas consecutivas e ambientalmente conectadas tendendo a compartilhar valores semelhantes de H' , e exceções pontuais marcadas por contraste de uso do solo. A equitabilidade, majoritariamente elevada (média $J' > 0,94$ nas parcelas mais diversas), demonstra que, além da riqueza, há uma organização relativamente equilibrada da abundância nas comunidades de angiospermas. Tais resultados reforçam a importância de interpretar a diversidade à luz de variáveis ambientais, de conectividade ecológica e do esforço amostral empregado.

O cladograma revela hierarquia complexa com maior número de parcelas integradas. A similaridade entre as parcelas apresenta maior esforço para atingir 70% em comparação com o amostrado para as demais classes. Exceções de pares que atingiram 100% são observadas em áreas menos diversas, com ocorrência de apenas uma espécie por amostra (Apêndice N).

O padrão geral para a estrutura da riqueza entre as parcelas mais diversas que compõem as manchas de abundância no mapa 16 revela que sua similaridade oscila em torno de 40%. Esse quantitativo decresce ao comparadas com as parcelas menos diversas em seu entorno, chegando a valores próximos de 20%. A similaridade de Sørensen-Dice permite inferir que a correspondência estrutural entre as parcelas do CEB está fortemente atrelada a proximidade entre essas e aos atributos distributivos característicos das angiospermas.

4.3 Interpretações Sistêmicas da Diversidade Biológica no CEB

A análise dos resultados apresentados neste trabalho permite a construção de interpretações que ultrapassam a dimensão descritiva da diversidade biológica, possibilitando sua leitura à luz de conceitos oriundos da ecologia da paisagem e da abordagem sistêmica. Autores como Dias (2006), Zimbres (2016) e Valeri; Sêno (2004) já haviam desenvolvido modelos analíticos voltados à realidade amazônica que evidenciam a importância da conectividade

ecológica, da fragmentação dos habitats e da organização funcional do que Dias (2006) reconhece como células paisagísticas na dinâmica de distribuição das espécies.

No presente estudo, os padrões espaciais de riqueza, abundância, equitabilidade e similaridade entre parcelas evidenciam impressões que são passíveis de associação com essas interpretações. Essa leitura é fundamentada na concepção de paisagem como sistema geográfico, segundo Bertrand (2004), onde as interações entre os elementos bióticos, abióticos e antrópicos estruturam dinâmicas próprias e espacialmente diferenciadas. Soma-se a isso a compreensão, destacada por Ayoade (2003), de que os fatores físicos do meio exercem influência direta sobre a distribuição das espécies, ao mesmo tempo em que tais relações são moduladas pelas pressões humanas sobre o território. Assim, ao integrar as dimensões ecológica, espacial e social, a presente análise busca reconhecer os padrões observados como expressões do funcionamento sistêmico da paisagem no Centro de Endemismo Belém.

Os resultados referentes à composição faunística no Centro de Endemismo Belém (CEB) revelam padrões distintos de diversidade, abundância e equitabilidade entre as classes analisadas. A identificação de hierarquia estrutural entre as parcelas foi considerada na análise, permitindo uma aproximação sobre as correspondências espaciais de diversidade para a construção de inferências qualitativas sobre o comportamento sistêmico dos componentes do referido recorte empírico.

De forma geral, os dados do filo Arthropoda apontam para uma concentração de alta diversidade em áreas urbanas, especialmente devido ao peso expressivo da classe Hexapoda, que apresentou 18.921 registros e contribuiu significativamente para a elevação dos índices de diversidade nessas parcelas (Colwell; Mao; Chang, 2004). Contudo, ao desagregar os dados por classe, observa-se que outras regiões e usos também assumem protagonismo na composição da fauna artrópode do CEB.

Os crustáceos, por exemplo, apresentaram elevada diversidade, abundância e equitabilidade em parcelas conectas nas reentrâncias do Pará, sobretudo em ambientes costeiros e estuarinos associados à Resex Caeté-Taperaçu. Esse padrão espacial reforça o potencial conservacionista de toda a faixa do sistema costeiro amazônico, mesmo com uma suficiência amostral entre

56% e 76%. Já os representantes da classe Chelicerata apresentaram diversidade moderada de aracnídeos em manchas urbanas nas capitais de Belém e São Luís, sugerindo a presença de espécies generalistas e sinantrópicas, adaptadas à ocupação antrópica.

A classe Myriapoda, por sua vez, apresentou os menores valores de riqueza, abundância e cobertura amostral entre todos os grupos estudados. Os registros, concentrados em apenas quatro parcelas e restritos às imediações de Belém, indicam forte lacuna de dados sobre o grupo, impossibilitando inferências mais robustas quanto à sua distribuição no CEB. A literatura aponta que Myriapoda possui uma distribuição subestimada na Amazônia Oriental, frequentemente negligenciada em inventários biológicos (Golovatch; Kime, 2009), o que reforça a necessidade de ampliação dos esforços voltados à coleta e monitoramento do grupo.

As tendências identificadas nos resultados também revelam a influência significativa dos métodos estatísticos e da distribuição espacial das amostras na composição observada. No caso de Hexapoda, os elevados valores de diversidade (H' até 4,7) e de riqueza observada (1.160 spp.), aliados à estimativa de 1.985 spp. pelo Jackknife 1, demonstram que a alta abundância e o esforço concentrado em áreas acessíveis podem ter inflado a diversidade observada nas manchas urbanas, sem necessariamente refletir os habitats mais adequados ao grupo (Lima, Souza, Pederassi, 2016). Isso está de acordo com as observações de Santos (2012), que alerta para a subestimação da diversidade em áreas de difícil acesso quando o esforço amostral é desigual.

Para Crustacea, a ausência de estabilização da curva espécie-área mesmo após 19 parcelas sugere a necessidade de maior amostragem em áreas litorâneas e manguezais para capturar toda a riqueza do grupo. A elevada diversidade de Crustacea em ambientes de transição costeira e estuarina — como as parcelas conectadas nas reentrâncias do Pará — demonstram a importância ecológica desses ecossistemas, cuja integridade se encontra ameaçada por pressões antrópicas crescentes (Dias et al., 2023).

Já em Chelicerata, a curva de acumulação apontou valores intermediários de suficiência (56,8% para Jackknife 1), o que, aliado à dispersão esparsa dos registros e baixa similaridade entre parcelas, sugere forte limitação metodológica na captação da real diversidade do grupo na área de estudos. Por fim, embora

os valores de suficiência amostral para Myriapoda tenham atingido 100% (Jackknife 1), esse dado deve ser relativizado diante da baixíssima abundância absoluta ($n_i = 14$) e da amostragem restrita a apenas quatro parcelas, como reforçado pela literatura especializada.

A análise da fauna a porção dos cordados apresenta padrões e especificidades que reforçam esses argumentos. A classe Pisces apresentou elevados valores de diversidade e equitabilidade, com destaque para parcelas situadas em formações de manguezais, corpos d'água e florestas alagáveis. Essas áreas, em geral, coincidem com zonas costeiras e estuarinas – especialmente nas reentrâncias do Pará e no entorno da APA da Baixada Maranhense –, configurando-se como habitats de elevada complexidade ecológica e continuidade hídrica das parcelas. Embora também hajam parcelas de pastagem e urbanas com diversidade alta, sua ocorrência é menos frequente no topo do ranking, o que reforça a importância estrutural das zonas úmidas, ainda que o viés de amostragem tenha limitado o número de coletas nessas áreas.

As aves, por sua vez, compuseram a classe mais abundante ($n_i = 126.834$) e revelaram uma distribuição amplamente diversa, com valores de Shannon superiores a 4,8 em grande parte das parcelas mais ricas. Essas parcelas ocorrem principalmente em formações florestais e, em menor medida, em áreas urbanas densamente amostradas, como Belém e São Luís. A diversidade elevada em manchas urbanas pode ser explicada pela presença de espécies sinantrópicas e pela heterogeneidade de micro-habitats, mas a frequência com que formações florestais aparecem entre os valores mais altos reforça o papel dessas áreas na manutenção de espécies com maior exigência ecológica.

Já os répteis apresentaram valores moderados a altos de diversidade concentrados em formações florestais em terra firme e áreas alagáveis. Esses ambientes favorecem a presença de espécies com nichos específicos e sugerem menor adaptação da classe a usos fortemente antropizados. Esse padrão foi observado em um estudo de meta-análise global para Squamata por Doherty et.al (2020), onde observou-se que em média, a abundância de répteis em ambientes alterados é cerca de um terço menor do que em habitats naturais. A

agricultura teve um efeito negativo significativo na riqueza e abundância de lagartos, enquanto as serpentes foram menos afetadas.

Em contrapartida, os mamíferos expressaram baixa a moderada diversidade, sendo predominantes em áreas urbanas e florestais. A distribuição concentrada em torno de Belém e adjacências reforça o viés amostral urbano, mas as ocorrências florestais, embora menos numerosas, evidenciam a persistência de algumas espécies em fragmentos de vegetação em parcelas com continuidade espacial.

Por fim, os anfíbios exibiram diversidade baixa a moderada, com registros mais frequentes em manchas urbanas e florestais, apontando, como em outras classes de baixa riqueza, para a influência de espécies generalistas e do esforço concentrado de coleta. Esse cenário sugere subamostragem acentuada, especialmente em regiões afastadas dos grandes centros urbanos.

A análise da similaridade entre parcelas a partir do índice de Sørensen-Dice revelou padrões distintos para os filos Chordata e Arthropoda, os quais refletem suas diferenças ecológicas, modos de dispersão e respostas ao uso do solo no CEB. Entre os cordados, os agrupamentos mais consistentes ocorreram entre parcelas de vegetação semelhante e próximas espacialmente, sobretudo em formações florestais e zonas úmidas conectadas, como observados nos blocos ao redor da APA da Baixada Maranhense e nas reentrâncias do Pará.

As classes Aves e Pisces apresentaram os maiores níveis de similaridade entre parcelas, refletindo a ampla distribuição de algumas espécies e a continuidade de habitats aquáticos e florestais. Já para Arthropoda, especialmente Hexapoda e Crustacea, os agrupamentos revelaram uma combinação entre conectividade ambiental e esforço amostral.

As parcelas costeiras e alagáveis do nordeste do Pará, por exemplo, formaram agrupamentos coesos entre si na classe Crustacea, sugerindo conectividade funcional entre os sistemas estuarinos. Em Hexapoda, a similaridade foi alta entre parcelas urbanas de Belém e São Luís, indicando a presença de espécies generalistas ou sinantrópicas, mas também apontando para o viés do esforço de coleta concentrado nessas regiões.

A comparação entre os dois filos demonstra que a similaridade em Chordata tende a ser mais estruturada por barreiras naturais e continuidade de habitat, enquanto em Arthropoda ela é modulada também pelo padrão de coleta

e pela resiliência de grupos específicos. Isso reforça a necessidade de considerar o índice de Sørensen-Dice não apenas como uma métrica ecológica, mas como um indicador indireto da organização espacial da paisagem e do direcionamento amostral no território.

Dessa forma, a composição do reino Animalia no CEB expressa os contrastes da paisagem contemporânea da Amazônia Oriental, marcada por fragmentação, uso intensivo da terra e desigualdade na proteção dos habitats. Esse cenário reforça a necessidade de estratégias territoriais que considerem a biodiversidade como componente ativo da paisagem e que promovam não apenas a conservação de remanescentes, mas também a conectividade ecológica entre áreas de alta relevância biológica.

Diante disso, cabe inferir que os maiores valores de diversidade observados para os grupos mais abundantes, como Pisces e Aves ocorrem justamente nos extremos do gradiente paisagístico: no litoral estuarino (combinando mangues, florestas alagáveis e corpos d'água) e nas zonas urbanas das capitais. Enquanto nas zonas úmidas o alto número de espécies pode estar relacionado à conectividade hidrológica e à diversidade de nichos ecológicos, nas cidades os valores elevados derivam, em parte, da resiliência de espécies generalistas e da heterogeneidade estrutural urbana, além do maior esforço amostral. Ainda assim, as formações florestais se destacam como os espaços mais consistentes em termos de diversidade média elevada para várias classes, especialmente aves e répteis, sugerindo que esses ambientes atuam como remanescentes funcionais da biota original, apesar da intensa fragmentação.

Esse padrão torna evidente a importância dos grandes blocos florestais do Gurupi, além das Terras Indígenas e áreas protegidas no nordeste do Pará e noroeste do Maranhão. Os registros de mamíferos e anfíbios nas zonas urbanas são, por sua vez, indicativos de um padrão de substituição ecológica, no qual poucos táxons adaptáveis persistem em paisagens degradadas, ao passo que espécies mais sensíveis, tipicamente associadas a florestas densas, tendem a desaparecer.

Os resultados obtidos para o reino Plantae no Centro de Endemismo Belém (CEB) revelam padrões marcantes de riqueza, abundância e equitabilidade, com distribuição espacial ampla e diferenciada entre as classes

botânicas analisadas. A classe Magnoliophyta destacou-se como a mais diversa e abundante, com riqueza superior a 4.400 espécies e distribuição expressiva em ambientes urbanos, pastagens e florestas. Os maiores índices de diversidade ($H' > 5,0$) foram registrados em áreas urbanas das capitais, em pastagens desconectas nas reentrâncias paraenses e em fragmentos florestais do noroeste do CEB. Isso demonstra que ambientes heterogêneos, mesmo sob uso intensivo, podem manter comunidades florísticas complexas quando há conectividade ecológica com áreas naturais.

Furtado e Vieira (2020), ao comparar os resultados dos índices de diversidade H' em diferentes domínios fitogeográficos, como na Amazônia e Mata Atlântica, notam que os valores de diversidade em florestas tropicais são tipicamente mais elevados do que aqueles encontrados em ambientes como o Cerrado. Por exemplo, na Amazônia, os valores de diversidade podem passar de 5,0, sendo significativamente maiores do que os valores encontrados no Cerrado paulista (3,23). Essa diferença pode ser explicada pela riqueza de habitats e a complexidade ecológica das florestas tropicais, que favorecem uma maior diversidade de espécies.

Já Monilophyta apresentou alta diversidade em formações florestais contínuas no noroeste, com equitabilidade elevada ($J' > 0,90$) e valores de H' superiores a 4,0, sugerindo condições microclimáticas ideais à manutenção de samambaias. Em contraste, Lycopodiophyta revelou riqueza relativamente baixa ($n = 18$ ssp.) e distribuição concentrada em áreas de pastagens e zonas urbanas, com diversidade moderada e equitabilidade alta, refletindo comunidades simples, porém uniformemente distribuídas.

A classe *Bryophyta* revelou padrões consistentes quanto à conversão de ambientes naturais em uso antropico: alta diversidade e equitabilidade em blocos florestais contínuos nas reentrâncias do Pará e riqueza moderada em pastagens isoladas, sugerindo que musgos e hepáticas respondem fortemente à conectividade ambiental e à manutenção de micro-habitats úmidos. Por fim, *Gymnospermae* apresentou os piores índices de diversidade, com $H' = 0$ e $J' = 0$ em todas as parcelas amostradas, o que indica dominância absoluta de espécies únicas por amostra e distribuição pontual, provavelmente influenciada por viés amostral severo, dada a baixa abundância e restrição de registros.

A análise da similaridade entre parcelas para o reino Plantae, com base no índice de Sørensen-Dice, evidenciou padrões distintos entre os grandes grupos analisados, refletindo o papel da conectividade ecológica, do tipo de uso e cobertura do solo e da especialização ecológica das espécies. Em Magnoliophyta, os agrupamentos mais consistentes foram observados entre parcelas florestais da porção noroeste do CEB e nas reentrâncias do Pará, revelando continuidade florística em formações vegetais ainda conectadas. Parcelas urbanas densamente amostradas também demonstraram alta similaridade entre si, sinalizando a presença de espécies amplamente distribuídas e adaptáveis às condições antrópicas.

Já nas Monilophyta, os agrupamentos revelaram elevada similaridade entre parcelas florestais contínuas e próximas, como em formações florestais no oeste do CEB, reforçando a dependência dessas espécies por ambientes úmidos e sombreados. Nas Bryophyta, os padrões de similaridade também se destacaram entre parcelas florestais das reentrâncias do Pará e fragmentos isolados em áreas campestres e pastagens, indicando que microclimas úmidos favorecem a persistência de espécies semelhantes, mesmo em usos distintos.

Por outro lado, Lycopodiophyta apresentou baixa similaridade geral entre as parcelas, com agrupamentos esparsos e muitas amostras isoladas, o que sugere ocorrência pontual e possível dependência de condições ambientais muito específicas. Já Gimnospermae, com riqueza extremamente reduzida, não formou agrupamentos significativos, reforçando a ausência de padrão estruturado de distribuição.

Em síntese, os padrões de similaridade entre parcelas em Plantae revelam que os agrupamentos florísticos são mais consistentes nas divisões com maior riqueza e cobertura espacial ampla, especialmente quando associados a formações florestais contínuas ou zonas de transição com vegetação bem conservada, sendo expressões diretas da estrutura da paisagem e de sua organização ecológica.

A leitura integrada dos resultados de Plantae permite associar os padrões de diversidade e equitabilidade à composição da paisagem do CEB, compreendida como o reflexo da interação sistêmica entre os elementos naturais e antrópicos, conforme proposto por Bertrand (2004).

As áreas com maior diversidade florística coincidem, em grande medida, com ambientes de vegetação contínua, conectividade ecológica elevada e relativa integridade ambiental, como é o caso dos fragmentos florestais no noroeste do território e da faixa que conecta a APA da Baixada Maranhense ao Mosaico Gurupi. Ao mesmo tempo, parcelas urbanas e pastagens desconectas também apresentaram alta diversidade, o que revela o papel dos mosaicos de uso do solo na manutenção da flora, sobretudo quando essas áreas fazem fronteira com remanescentes naturais. Essa observação reforça a hipótese de que a diversidade vegetal não é determinada apenas pela cobertura atual, mas também pela história de uso e pela estrutura espacial da paisagem.

A recorrência de elevados valores de equitabilidade nas parcelas mais ricas evidencia comunidades com distribuição de abundância relativamente uniforme, o que pode indicar estabilidade ecológica e resiliência em face de perturbações. No entanto, o contraste com áreas de uso intensivo onde H' e J' tendem a zero alerta para os riscos da fragmentação e perda de habitat.

Assim, os resultados obtidos para Plantae reiteram que a vegetação do CEB não apenas reflete as condições ecológicas, mas constitui um componente estruturante da paisagem, cuja conservação está diretamente ligada à configuração espacial dos usos do solo, ao grau de conectividade entre os fragmentos e ao direcionamento dos esforços de coleta e monitoramento da biodiversidade.

A síntese dos resultados obtidos para a fauna e flora do Centro de Endemismo Belém (CEB) revela que os maiores níveis de diversidade, abundância e similaridade de composição entre parcelas foram identificados em três grandes núcleos territoriais: a porção noroeste do CEB, especialmente nas reentrâncias do Pará; a área metropolitana de Belém, no entorno da capital paraense; e a capital maranhense, São Luís, com destaque para sua faixa insular e adjacências. Essas áreas, embora heterogêneas em cobertura e uso do solo, concentram grande parte dos registros amostrados e abrigam comunidades biologicamente ricas e estruturadas.

No caso das reentrâncias paraenses, a continuidade entre formações florestais, zonas alagáveis e estuarinas favorece tanto a conectividade ecológica quanto a estabilidade de comunidades, evidenciada nos elevados valores de equitabilidade e nos agrupamentos de parcelas similares por diferentes filós e

divisões. Belém e São Luís, por outro lado, destacam-se por associarem alta diversidade a esforço amostral intenso e à presença de espécies sinantrópicas ou generalistas, o que, embora indique viés de coleta, também confirma o papel das cidades como mosaicos heterogêneos que mantêm porções significativas da biodiversidade regional.

Além desses centros, dois eixos territoriais emergem como áreas de elevado potencial de biodiversidade: a faixa leste-sul entre a APA da Baixada Maranhense e o Mosaico Gurupi, onde se concentram remanescentes florestais e zonas ripárias bem preservadas; e a região central do CEB, marcada pelo uso intensivo do solo, mas com parcelas isoladas de elevada diversidade. Esses trechos, embora não componham as manchas mais abundantes do ponto de vista quantitativo, apresentaram valores significativos de diversidade e similaridade florístico-faunística, sugerindo que atuam como potenciais corredores ecológicos entre os grandes blocos conservados.

Tais achados devem ser lidos à luz da literatura que trata da fragmentação e da conectividade ecológica. Korman (*apud* Valeri; Senô, 2004) aponta que a fragmentação florestal causa danos aos habitats naturais, efeitos de borda e isolamento, afetando diretamente a dispersão de organismos e a estabilidade das cadeias ecológicas. Os corredores ecológicos, nesse contexto, aparecem como elementos estratégicos de conservação, atuando como habitats, vias de migração, filtros ecológicos e zonas de fluxo populacional.

Zimbres (2016) reforça esse entendimento ao destacar a importância das Áreas de Preservação Permanente (APPs), especialmente as ripárias, como instrumentos de conexão entre habitats, permitindo o deslocamento de espécies e a manutenção de funções ecológicas em paisagens fragmentadas. Sua análise no sul da Amazônia revelou que a eficácia desses corredores depende diretamente de sua estrutura e largura, o que também se aplica aos contextos do CEB.

A proposta de planejamento biorregional do ZEE-MA (2019), ao reconhecer a conectividade entre os blocos Gurupi e Arariboia por meio da Bacia do Rio Pindaré, endossa a urgência da criação de corredores ecológicos que fortaleçam as redes de conservação e evitem o isolamento de populações. O documento também alerta para os impactos de desequilíbrio ecodinâmico, como erosão e assoreamento, que ameaçam a funcionalidade desses sistemas.

Por fim, Nogueira *et al.* (2009) reiteram a necessidade de ampliar o esforço amostral em regiões como o Mosaico Gurupi, ainda sub-representadas, para garantir a efetividade das políticas de conservação e o entendimento mais preciso da diversidade biológica do CEB. Assim, os dados levantados por esta pesquisa confirmam que os espaços mais diversos, cujos esforços amostrais não foram devidamente direcionados, são também aqueles cuja conservação deve ser estrategicamente articulada por políticas de desenvolvimento que integrem corredores ecológicos, proteção de remanescentes e equidade no esforço de monitoramento ambiental.

CONCLUSÃO

A presente pesquisa teve como objetivo caracterizar a biodiversidade do Centro de Endemismo Belém (CEB) com base em dados de ocorrência de fauna e flora em repositórios de biodiversidade on-line, aplicando análises estatísticas e cartográficas que permitiram compreender os padrões de distribuição espacial, diversidade e equitabilidade entre os grupos taxonômicos registrados na região. A abordagem adotada se fundamentou na concepção da paisagem enquanto expressão da totalidade sistêmica entre natureza e sociedade, o que orientou a leitura integrada dos resultados a partir das interações entre a composição biológica, o uso e cobertura do solo e os processos de fragmentação ambiental que marcam o território.

Os resultados revelaram a complexidade e a riqueza do CEB, destacando núcleos territoriais de alta biodiversidade em áreas urbanas (Belém e São Luís), zonas costeiras e alagáveis nas reentrâncias do Pará, e formações florestais contínuas na porção noroeste e sul da região. A análise por grupos taxonômicos mostrou que os valores mais elevados de diversidade e equitabilidade variaram conforme a filogenia e a ecologia de cada grupo, mas que há convergência espacial entre parcelas com alta diversidade em diferentes filos e divisões, especialmente quando associadas a conectividade ambiental e estrutura paisagística favorável. A utilização dos índices de Shannon-Wiener e Pielou, das estimativas de riqueza e das curvas de acumulação evidenciou tanto os avanços do esforço amostral quanto as lacunas significativas em regiões como o Mosaico Gurupi, áreas alagáveis e trechos sob uso intensivo do solo.

Ao discutir os resultados com base em autores da ecologia, geografia e biogeografia da conservação, este trabalho evidenciou que a biodiversidade não se distribui de forma aleatória, mas é diretamente condicionada pela configuração territorial do CEB. Os padrões de similaridade de Sørensen-Dice, combinados às análises de abundância e riqueza, reforçaram a hipótese de que determinadas áreas atuam como corredores ecológicos potenciais ou como refúgios de espécies, mesmo em contextos fragmentados. Nesse sentido, a valorização dos blocos florestais, das zonas ripárias, das áreas urbanas bem estruturadas e das regiões de transição como espaços estratégicos para a conservação se mostrou fundamental para repensar a gestão ambiental da Amazônia Oriental.

Por fim, o trabalho reafirma a importância de estratégias de conservação que considerem a biodiversidade como parte ativa da paisagem e que articulem políticas públicas à escala regional, respeitando a heterogeneidade ecológica do CEB. A ampliação do esforço amostral, o fortalecimento de corredores ecológicos e o reconhecimento da diversidade como indicador territorial são caminhos fundamentais para a manutenção da integridade ecológica e para a construção de alternativas sustentáveis diante dos desafios impostos pela fragmentação e pelas pressões antrópicas crescentes. O CEB, como um dos centros nevrálgicos da biodiversidade amazônica, exige olhares interdisciplinares e compromissos concretos com sua preservação e valorização.

Referencias

- AB'SABER, Aziz Nacib. **A Amazônia**: Do Discurso à Práxis. Ed.2. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004.
- ALMEIDA A. S. de; VIEIRA, Ima C. G.; BARROS, M. N. R.; ROCHA, D. P. N. Área de endemismo Belém e Xingu: configuração e espacialização do uso da terra e da cobertura vegetal. In: Thaise Emilio; Flávio Luizão. (Org.). **Cenários para Amazônia**: clima, biodiversidade e uso da terra. 1ed.Manaus: INPA, 2014, v., p. 57-66.
- ALMEIDA, Arlete S. de.; VIEIRA, Ima C. G. Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **REU**, Sorocaba, v.36, n.3, p.95-111, dez. 2010. Disponível em: <https://periodicos.uniso.br/reu/article/view/501>. Acesso em: 20 de janeiro de 2024.
- AMORIM, D.S. 2024. Cap. 4, Biogeografia da região Neotropical, pp. 88-108. In: Rafael, J.A.; Melo, G.A.R.; Carvalho, C.J.B. de; Casari, S. & Constantino, R. (ORG). **Insetos do Brasil**: Diversidade e Taxonomia. 2ª ed. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 880 pp.
- AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1991.
- BECKER, Bertha K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v.19, n.53, 16 p. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000100005>. Acesso em: 19 de janeiro.
- BERTRAND, Georges. Paisagem e Geografia Física Global. Esboço Metodológico. **R. RA'E GA**, Curitiba, n. 8, p.141-152, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v8i0.3389>. Acesso em: 19 de janeiro.
- BRITO, E. G., J. S. SOUSA, W. V. CARVALHO & E. S. C. GURGEL, 2019. Estudo taxonômico das angiospermas epífitas de Belém, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais 14(3): 363-389.
- BROWN, James H.; LOMOLINO, Mark V. **Biogeografia**. Ed. 2. Ribeirão Preto: FUNPEC Editora, 2006.
- BROWN, K.S, Jr. 1979. **Ecologia geográfica e evolução nas florestas neotropicais**. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- CARVALHO, J. B. de (2011). Áreas de endemismo. In Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos. Carvalho, J. B. de e Almeida, E. A. B. (Orgs). São Paulo: Roca. Pp. 41–51.
- CARVALHO, Cláudio J. B. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.5, n.1-2, p.77-86, dez. 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/259439761_Padrees_de_endemismos_e_a_conservacao_da_biodiversidade. Acesso em: 15 de janeiro de 2024.

CARDOSO, Domingos; SÄRKINEN, Tiina; ALEXANDER, Sara; AMORIM, André M.; BITTRICH, Volker; CELIS, Marcela; DALY, Douglas C.; FIASCHI, Pedro; FUNK, Vicki A.; GIACOMINI, Leandro L.; et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences** (PNAS), v. 114, n. 40, p. 10695-10700, 2017. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1706756114>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2025.

CARROLL, R. L. **Vertebrate Paleontology and Evolution**. New York: W. H. Freeman, 1988.

COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species samples. Version 9.1.0. **Open Journal of Forestry**, 2004. Disponível em: <www.purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 20 de ago de 2024.

COLWELL, R. K., MAO, C. X., CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, vol. 85, p. 2717-2727, 2004

COSTA, Denise Pinheiro da. Floristic composition and diversity of Amazonian rainforest bryophytes in the state of Acre, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 3, p. 399-414, 2003.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, 1985. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/40168278>>. Acesso em: 22 de jun. de 2025.

CRESWELL, John W.; CLARK, Vicki L. **Plano de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto**. 3. ed. Porto Alegre: Penso, 2013.

DA SILVA, Márcio B. Áreas de endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram?. **Revista da Biologia**, Vol. Esp. Biogeografia: 12-17, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.7594/revbio.07.03>. Acesso em: 20 de janeiro.

DANTAS, Marcelo E. Compartimentação Geomorfológica. In: BANDEIRA, Iris C. N. (ORG). **Geodiversidade do Estado do Maranhão**. CPRM: Teresina, 2013.

DELLA, Aline Possamai; CANESTRARO, Bianca Kalinowski; ROSÁRIO, Sebastião Maciel do. Tópicos gerais sobre licófitas e samambaias. In: **Botânica no Inverno**. Instituto de Biociências. Universidade De São Paulo. São Paulo: USP, 2018. Capítulo 6.

DIAS, Luiz Jorge B.; TEIXEIRA, Wenderson; SILVA, Jessica Conceição; SOUSA, Jéssica Suyane. Vulnerabilidades morfoclimáticas no Bioma Amazônia no Estado do Maranhão: orientações ao Zoneamento Ecológico-Econômico regional. In: SEABRA, Geovanni (org.). **Educação Ambiental: natureza, biodiversidade e sociedade**. Ituiutaba: Barlavento, 2017. p. 461-472.

DIAS, Luiz J. B. da; COSTA, Gabriel C. da; FERREIRA, Leticia M.; COSTA, Allana P.; GUIMARÃES, Erick C.; OLIVEIRA, Tadeu G. de. A evolução da

dinâmica das pressões antropogênicas sobre paisagens naturais do Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. **Caminhos da Geografia**, v.24, n.96, p.212-233, dez. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/RCG249668694>. Acesso em: 19 de dezembro de 2024.

DOHERTY, Tim S.; BALOUCH, Sara; BELL, Kristian; BURNS, Thomas J.; FELDMAN, Anat; FIST, Charles; GARVEY, Timothy F.; JESSOP, Tim S.; MEIRI, Shai; DRISCOLL, Don A. Reptile responses to anthropogenic habitat modification: a global meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography, Hoboken**, v. 29, n. 8, p. 1265–1279, ago. 2020. DOI: 10.1111/geb.13091. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/339670592>. Acesso em: 15 jun. 2025

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1994.

FIGUEIRÓ, Adriano S. Diversidade geo-bio-sociocultural: a biogeografia em busca dos seus conceitos. Revista **GEONORTE**, v.4, n.4, p.57-77, jun. 2012. Disponível em: <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1902>. Acesso em: 18 de janeiro de 2024.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

GILLUNG, Jéssica Paula. Biogeografia: a história da vida na Terra. **Revista da Biologia**, Vol. Esp. p.1-5, 2011. Disponível em: http://www2.fct.unesp.br/docentes/geo/raul/biogeografia_saude_publica/aulas%2020%2014/3-historia%20biogeografia.pdf. Acesso em: 23 de fevereiro.

GILL, Frank. B. Species taxonomy of birds: which null hypothesis?. **The Auk: Ornithological Advances**. p. 150-161, 2014.

GÓES-NETO, Luiz Armando de Araújo; MACIEL, Sebastião; PIETROBON, Marcio Roberto; VALDESPINO, Iván Alberto. Licófitas (Lycopodiophyta) do Corredor de Biodiversidade do Norte do Pará, Brasil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 1, p. 1-14, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/bQNZGnpLqK9rTkLFvjF3LRM/?lang=pt>. Acesso em: 27 fev. 2025.

GOLOVATCH, S. I. & KIME R. D. Millipede (Diplopoda) distributions: A review. **Soil Organisms** 2009.

GOVERNO DO MARANHÃO. Secretaria de Estado de Programas Estratégicos–SEPE, Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos – IMESC. **Zoneamento do território** – etapa Bioma Amazônico, São Luís, 2019. Disponível em: https://sigite.sagrima.ma.gov.br/wpcontent/uploads/2021/01/zonifica%C3%A7%C3%A3o_final.pdf.

HAFFER, J. 1978. Distribution of Amazon birds. **Bonner Zoologischen Beiträge**. p. 38-78, 1978.

Haffer, J. Avian zoogeography of the neotropical lowlands. **Neotropical Ornithology**. p. 113-146, 1985.

HAMMER, Øyvind; HARPER; DAVID A.T.; Paul D. RYAN. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, vol. 4, issue 1, art. 4: 9pp., 2001.

HAFER, J. & G.T. Prance. Climatic forcing of evolution in Amazonia during the Cenozoic: on the refuge theory of biotic differentiation. **Amazoniana**, p. 579–607, 2001.

HIRAI, R.Y. 2014. Selaginellaceae. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em . Acesso em 28 julho 2014.

KAWAMOTO, M. T. **Análise de técnicas de distribuição espacial com padrões pontuais e aplicação a dados de acidentes de trânsito e a dados de dengue de Rio Claro**. Orientador: José Silvio Govone. 2012. 69 f. Dissertação (mestrado) – Biometria, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, São Paulo, 2012.

KREBS, C.J. Ecology: **The experimental analysis of distribution and abundance**. 6 ed, New York, Pearson, 2014.

LIMA, M. S. C. S.; SOUZA, C. A. dos S.; PEDERASSI, J. Qual Índice de Diversidade Usar? **Cadernos UniFOA**, Volta Redonda, n. 30, p. 129-138, abr. 2016.

LOPES, Jecson G. As especificidades de análise do espaço, lugar, paisagem e território na geografia. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v.16, n.2, p.23-30, maio/ago. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/223649947332>. Acesso em: 15 de janeiro.

LUAN, Yun-xia; MALLATT, Jon M.; XIE, Rong Dong; YANG, Yi Ming; YIN, Wen-ying. Posições filogenéticas de três grupos de hexápodes basais (Protura, Diplura e Collembola) com base em sequências de genes de RNA ribossômico. **Biologia Molecular e Evolução**, v. 22, n. 7, p. 1579–1592, jul. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/molbev/msi148>. Acesso em: 17 jun. 2025.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 1955.

MARTINS-DA-SILVA, Regina Célia Viana; SILVA, Antônio Sérgio Lima da; FERNANDES, Marília Moreira; MARGALHO, Luciano Ferreira. Noções morfológicas e taxonômicas para identificação botânica. Brasília, DF: **Embrapa**, 2014. Disponível em: <www.embrapa.br/amazonia-oriental/publicacoes>. Acesso em: 20 de fev. de 2025.

NELSON, J. S. **Fishes of the World**. 4th ed. Hoboken: Wiley, 2006.

NOGUEIRA, Cristiano; VALDUJO, Paula H.; PAESE, Adriana; NETO, Mário B. R.; MACHADO, Ricardo B. Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.5, n.1-2, p.43-53, dez.

2009. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/235575758_Desafios_para_a_identificacao_de_areas_para_conservacao_da_biodiversidade. Acesso em: 15 de janeiro de 2024.

PECHENIK, Jan A. **Biologia dos invertebrados**. 7. ed. Porto Alegre: AMGH Editora, 2016.

PEREIRA, J. B. S. Isostaceae in Flora do Brasil 2020. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, 2020. Disponível em:
<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB91270>>. Acesso em: 27 fev. 2025.

PINHEIRO, Erika K. S. **Áreas de Endemismo para Fauna na América Do Sul e sua Representatividade nos Biomas Brasileiros**: Uma Revisão Integrativa. Orientador: Matheus Godoy Pires. 2020, 47 f. Monografia (graduação), Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, curso de Ciências Biológicas, Goiânia. 2020. Disponível em:
<https://repositorio.pucgoias.edu.br/jspui/bitstream/123456789/822/1/Pinheiro%202020%205BMONO%5D%20%C3%81reas%20de%20endemismo%20para%20fauna%20na%20Am%C3%A9rica%20do%20Sul%20e%20sua%20representatividade%20nos%20Biomas%20Brasileiros.pdf>.

PRADO, J., Sylvestre, L. S., Labiak, P. H., Windisch, P. G., Salino, A., Barros, I. C. L., ... Matos, F. B. (2015). Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, 66, 1073–1083.

Prance, G.T. 1982. **Forest refuges**: evidence from woody angiosperms. In: G.T. Prance (ed.). Biological diversification in the tropics. pp. 137-158. Columbia University Press, New York.

POUGH, F. H. et al. **Herpetology**. 3rd ed. Upper Saddle River: Pearson, 2004.

PRESTES, Maria E. B. As origens da classificação de plantas de Carl von Linné no ensino de biologia. **Filosofia e História da Biologia**, v.4, p.101-137, 2009. Disponível em: <https://www.abfhib.org/FHB/FHB-04/FHB-v04-04-Maria-Elice-Prestes-et-al.pdf>. Acesso em: 11 de janeiro de 2024.

RICHTER, Stefan. The Tetraconata concept: hexapod-crustacean relationships and the phylogeny of Crustacea. **Organisms, Diversity & Evolution**, [S.l.], v. 2, n. 3, p. 217–237, 2002. Disponível em: <http://www.urbanfischer.de/journals/ode>. Acesso em: 17 jun. 2025.

SADAVA, D.; HELLER, H. C.; ORIAN, G. H.; PURVES, W. K.; HILLIS, D. M. **Vida: a ciência da biologia**. Volume 1: Célula e hereditariedade. 8. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

SALES, Gil M.; ALMEIDA, Arlete S. de; PEREIRA, Jorge L. G.; THALÊS, Marcelo C. Identificação de áreas críticas a ocorrência de fogo na área de

Endemismo Belém. **Caminhos da Geografia**, v.20, n.71, p.572-588, set. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/RCG207148550>. Acesso em: 16 de janeiro de 2024.

SANTOS, Ana K. D.; MENDES, Nicollas S.; SANTOS, Edilane M. dos; DIAS, Luiz J. B. da S. Subsídios à construção de uma cartográfica geoecológica e biogeográfica da distribuição dos registros de representantes dos filos Arthropoda e Chordata (Reino Animalia) no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. **REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 16, n. 2, p. 123–141, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/382917019_SUBSIDIOS_A_CONSTRUCAO_DE_UMA_CARTOGRAFICA_GEOECOLOGICA_E_BIOGEOGRAFICA_DA_DISTRIBUICAO_DOS_REGISTROS_DE_REPRESENTANTES_DOS_FILOS_ARTHROPODA_E_CHORDATA_REINO_ANIMALIA_NO_CENTRO_DE_ENDEMISMO_BELEM_AMAZONIA_ORIENTAL. Acesso em: 18 jun. 2025.

SANTOS, M., SILVA, R.A., Antunes, S.C. Artrópodes. **Rev. Ciência Elem.** 2018. V6(2):042

SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN Jr.,L.; VALLADARES- PADUA, C.; RUDRAN, R. (Org.) **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR. 2003. cap. 1, p.19-42

SANTOS, E. L.; DELLA, A. P. Morfologia e ecologia de briófitas. In: **Apostila botânica no Inverno**. Capítulo 7. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2018. p. 67–75.

SCLATER, P. L.. On general geographical distribution of the members of class Aves. **Journal of Linnean Society of Zoology** 2. 1858. p. 130-145.

SILVA, J. M. C.; GARDA, A. A. Padrões e processos biogeográficos na Amazônia. In: Claudio José Barros de Carvalho & Eduardo A. B. de Carvalho. (Org.). **Biogeografia da América do Sul**. Padrões & Processos. São Paulo: Editora Roca, 2010, v. 1, p. 189-197.

SOUZA, VC. Introdução: as gimnospermas do Brasil. In: FORZZA, RC., org., et al. INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil** [online]. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. p. 75-77. Vol. 1. ISBN 978-85-8874-242-0.

SHARMA, Prashant P.; GAVISH-REGEV, Efrat. The evolutionary biology of Chelicerata. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 70, p. 143–163, 2025. Disponível em: <https://www.annualreviews.org>. Acesso em: 17 jun. 2025.

VALERI, S. V.; SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. In: **8º Congresso Internacional de Direito Ambiental**, 2004, São Paulo. Fauna, políticas públicas e instrumentos legais. São Paulo: Imprensaoficial, 2004. v. 1. p. 699-709

VAUGHAN, T. A., J. N. RYAN; CZAPLEWSKI N.J. **Mammalogy**. 6th ed. Jones & Bartlett, Burlington, Massachusetts, 755pp. 2015.

WALLACE, A. R. (1876). The geographical distribution of animals. London: Macmillan.

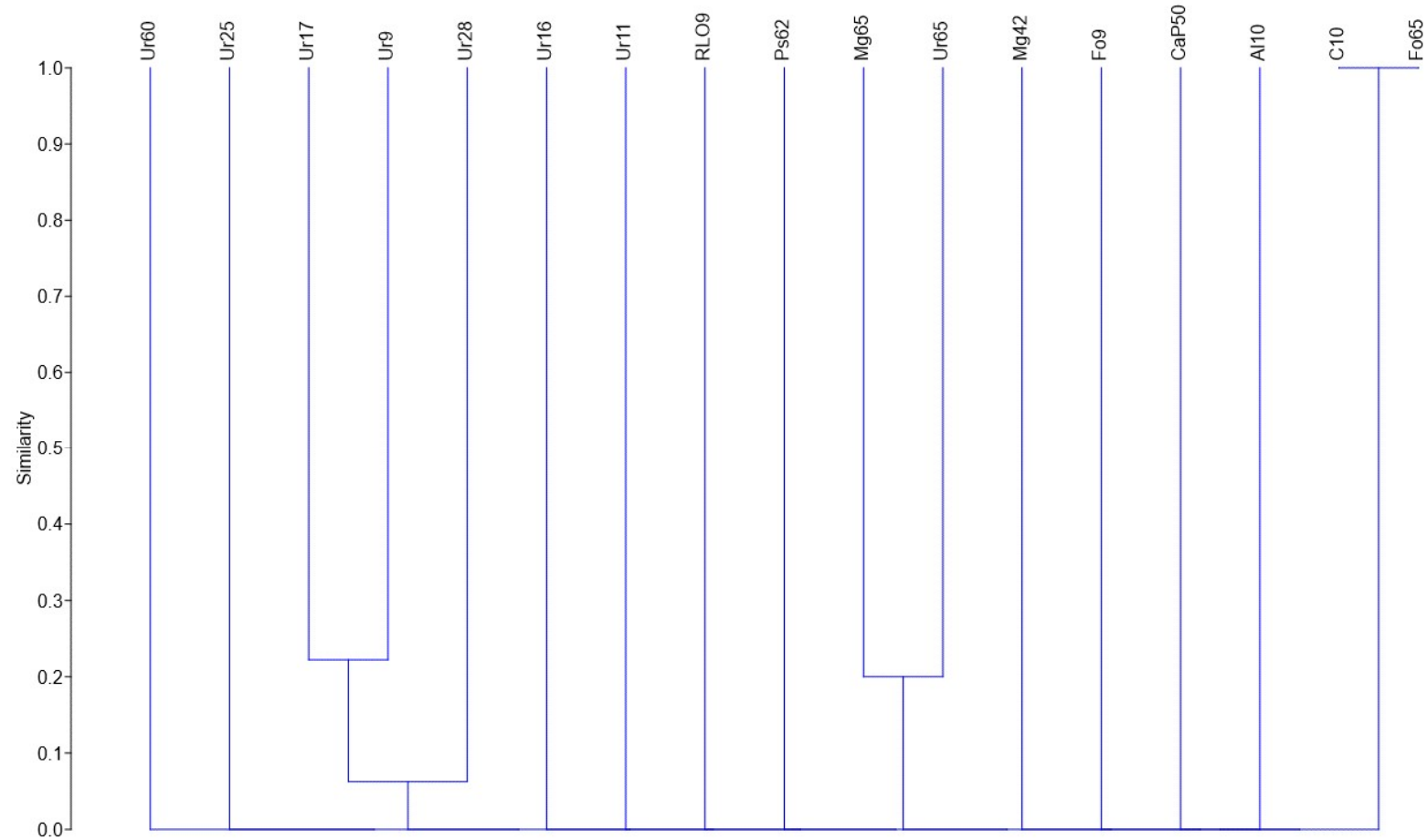
WELLS, K. D. The Ecology and Behavior of Amphibians. Chicago: **University of Chicago Press**, 2007

WINDISCH, P.G.; Ramos, C.G.V & Øllgaard, B. 2014. Lycopodiaceae. In: Lista de Espécies da Flora do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB91370>>. Acesso em 28 julho 2014.

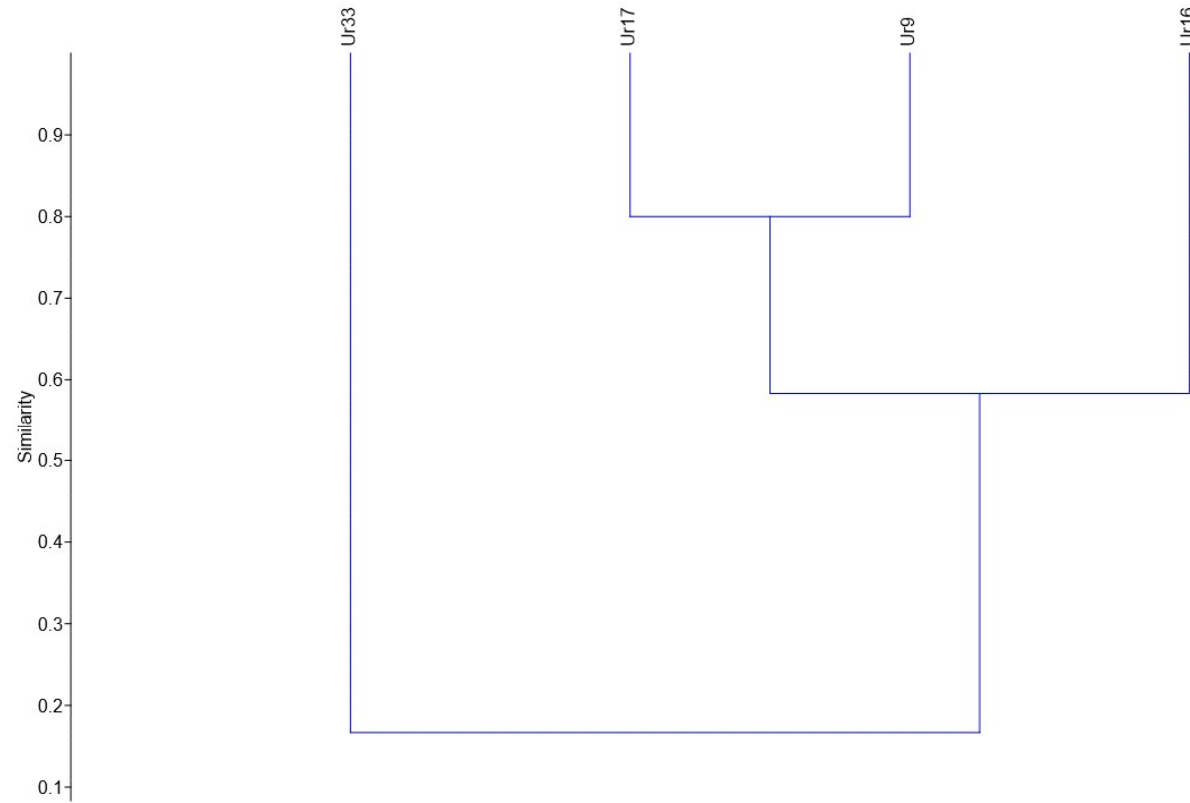
ZIMBRES, Bárbara de Q. C. **Áreas de Preservação Permanente como corredores ecológicos para a fauna de mamíferos de médio e grande porte no sul da Amazônia**. Tese (Doutorado), Pós-graduação em Zoologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

Apêndices

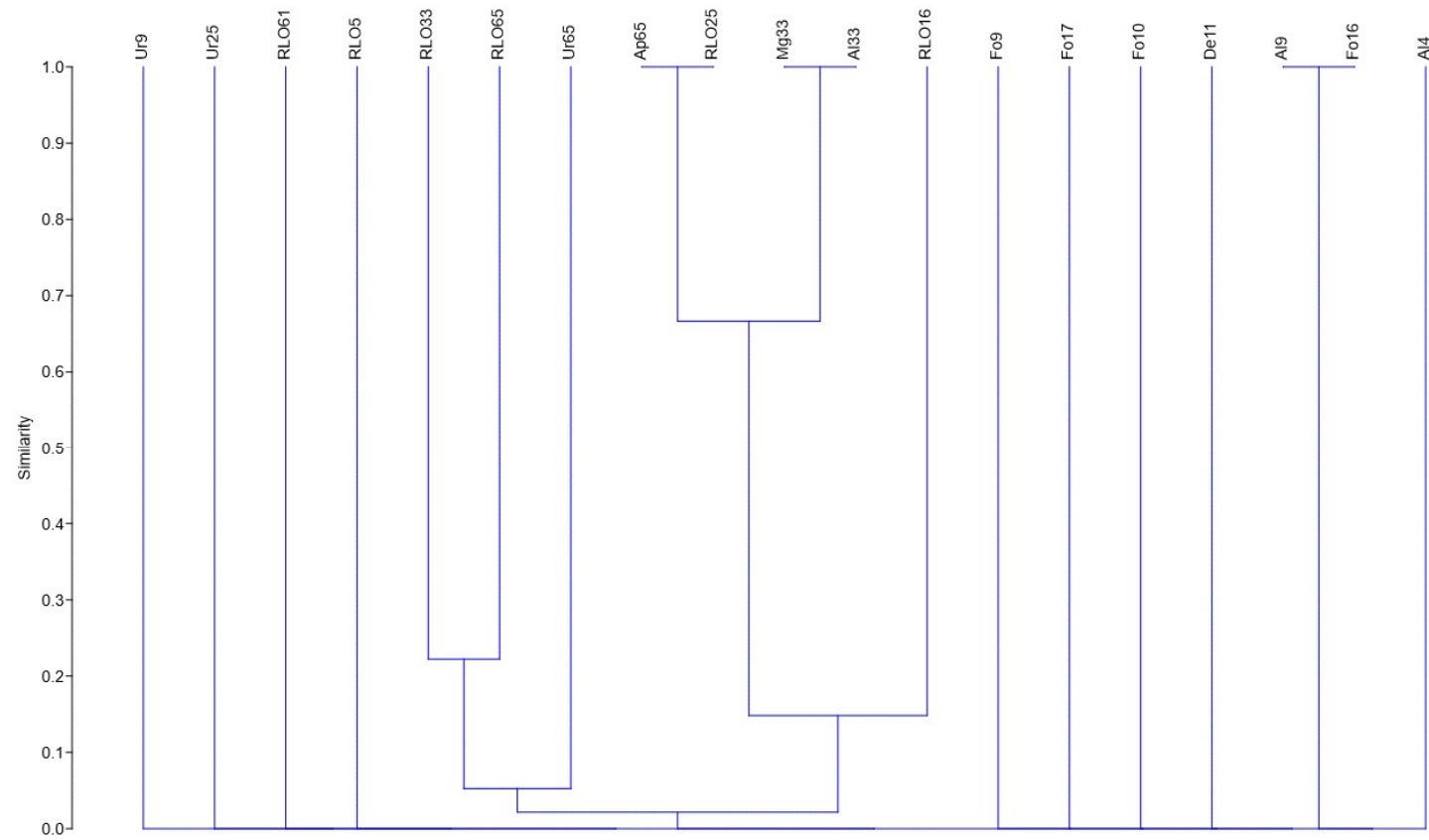
Apêndice A – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Chelicerata



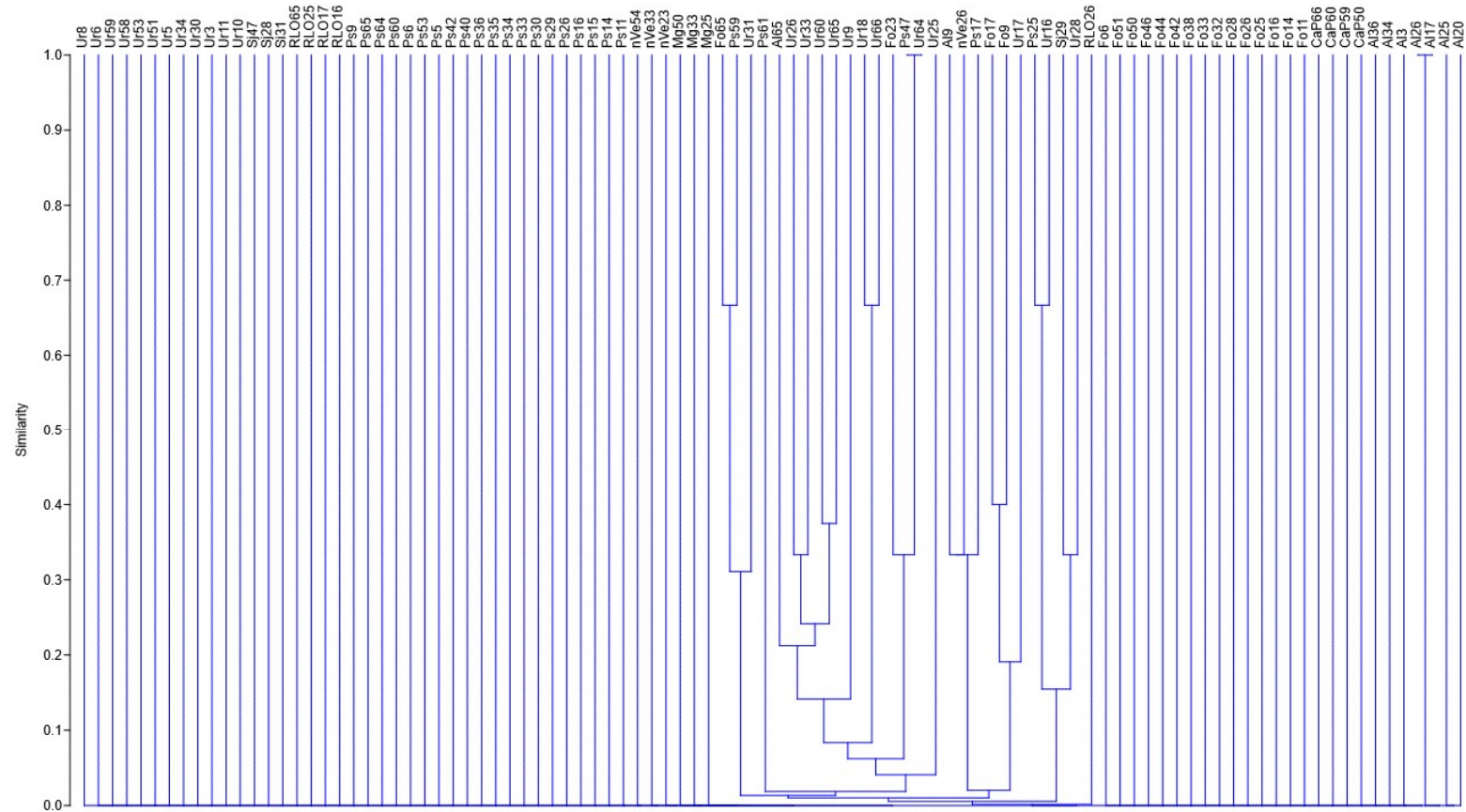
Apêndice B – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Myriapoda



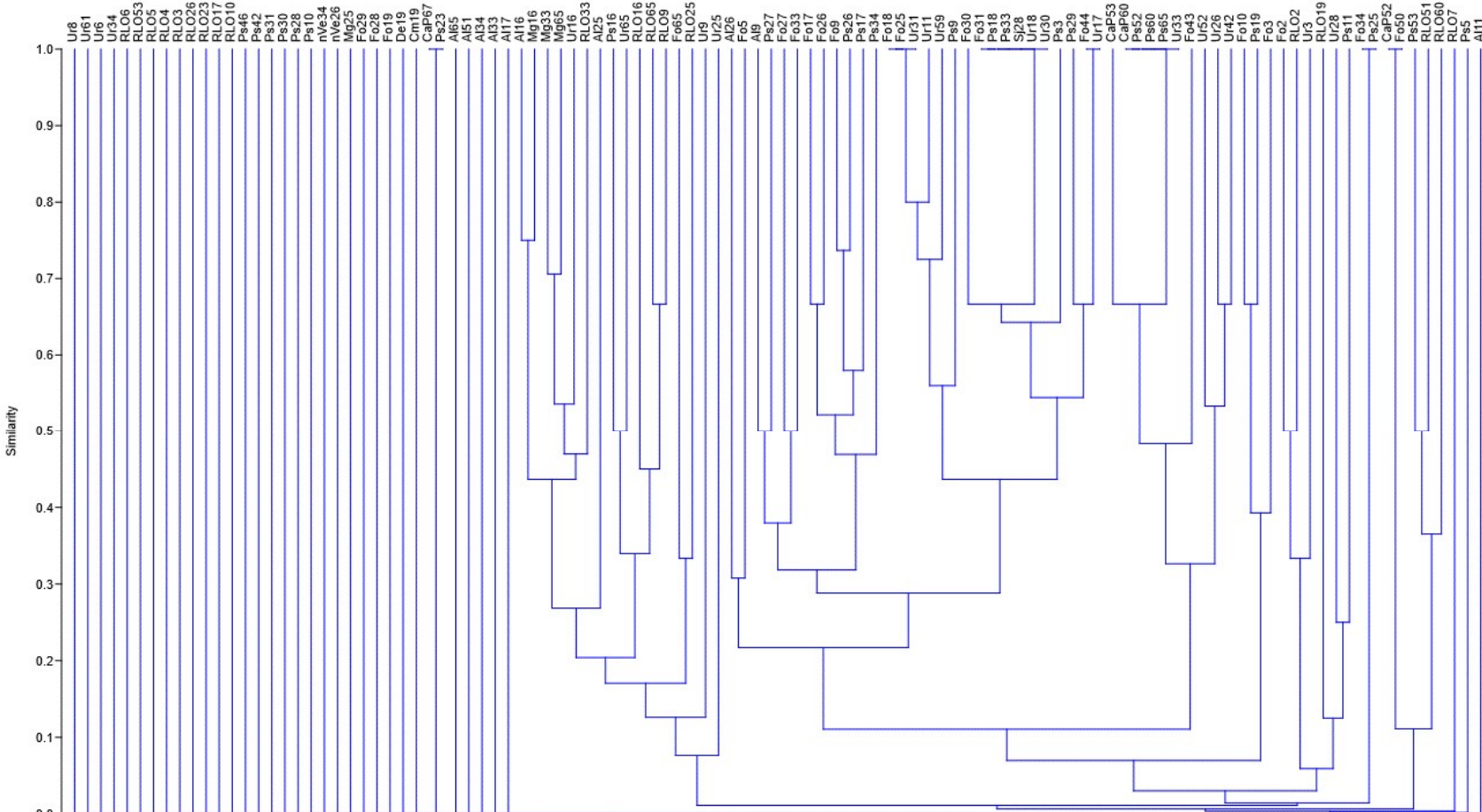
Apêndice C – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Crustacea



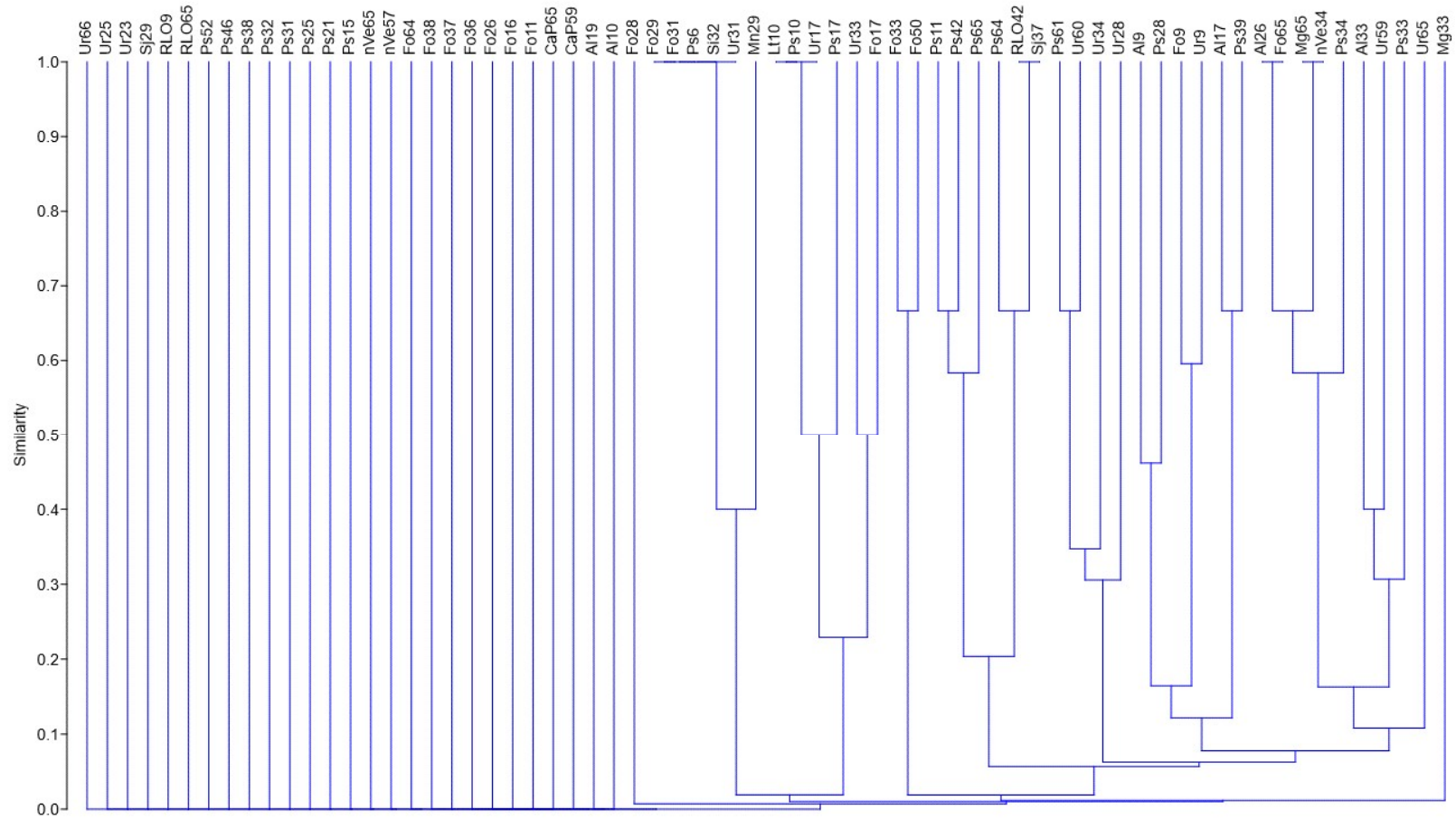
Apêndice D – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Hexapoda



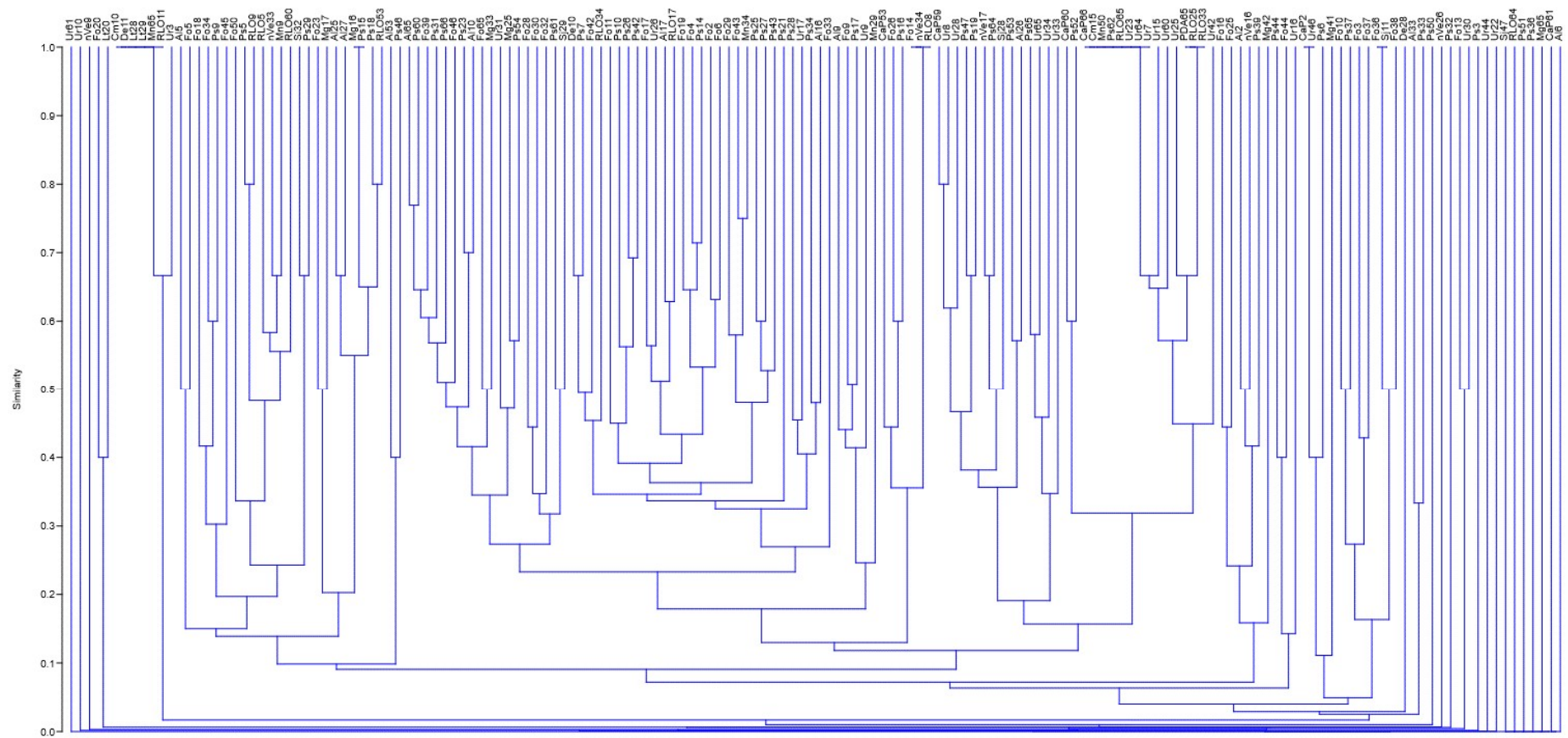
Apêndice E – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Pisces



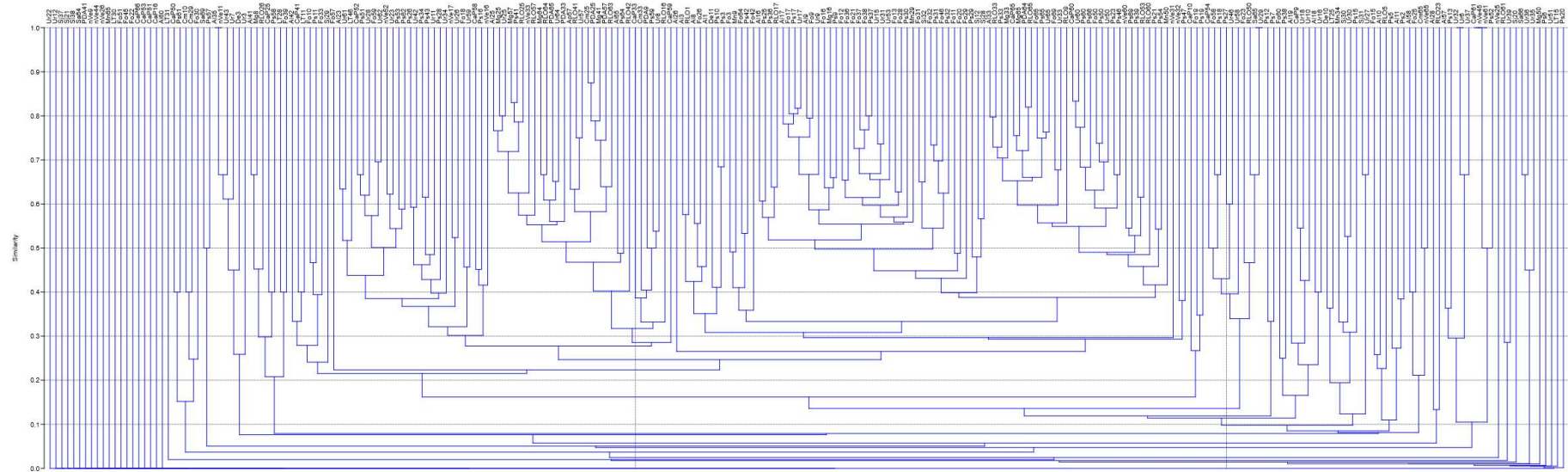
Apêndice F – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Amphibia



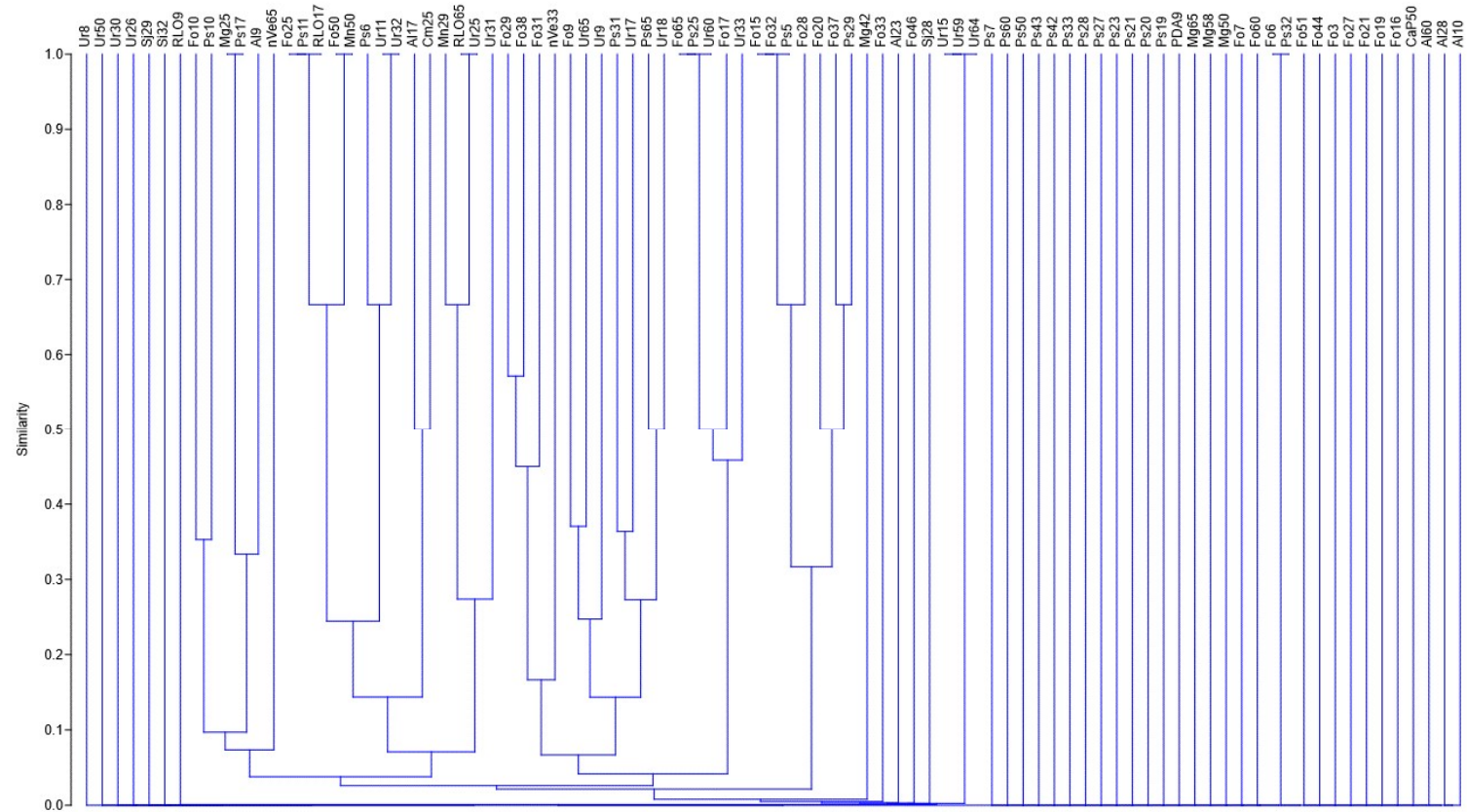
Apêndice G – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Reptilia



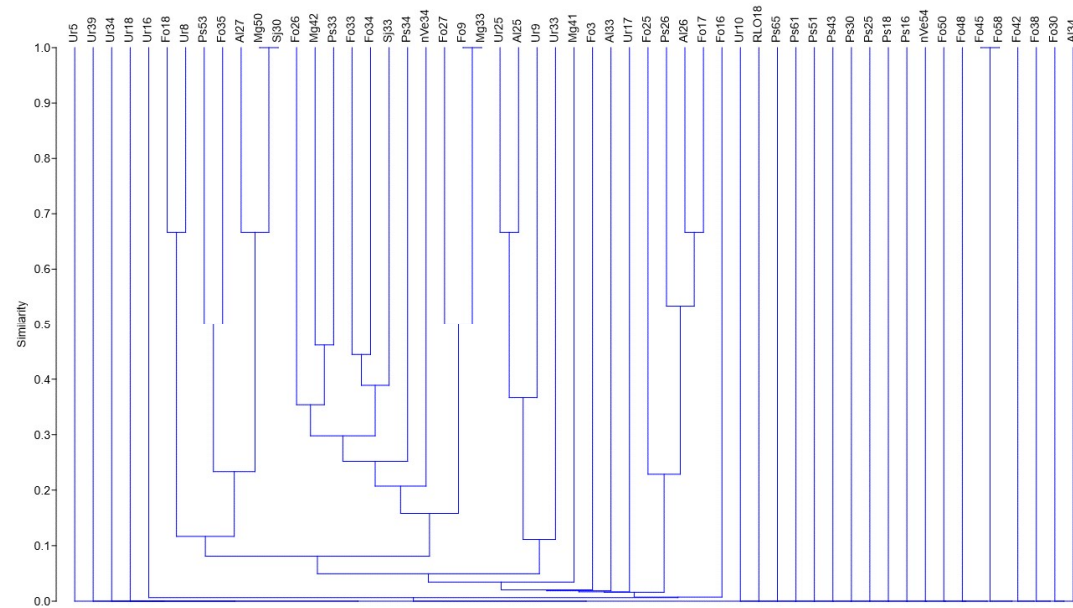
Apêndice H – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Aves



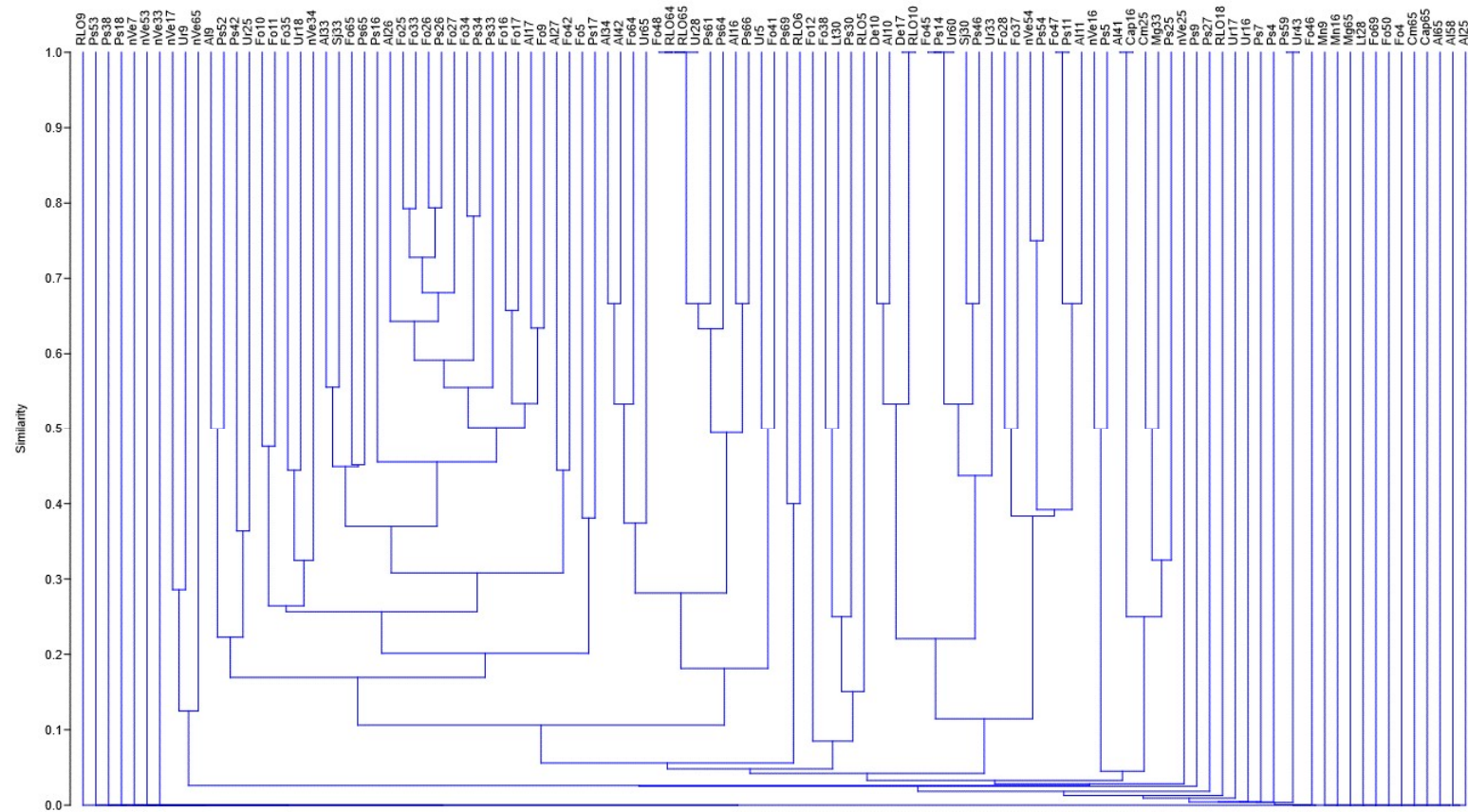
Apêndice I – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Mammalia



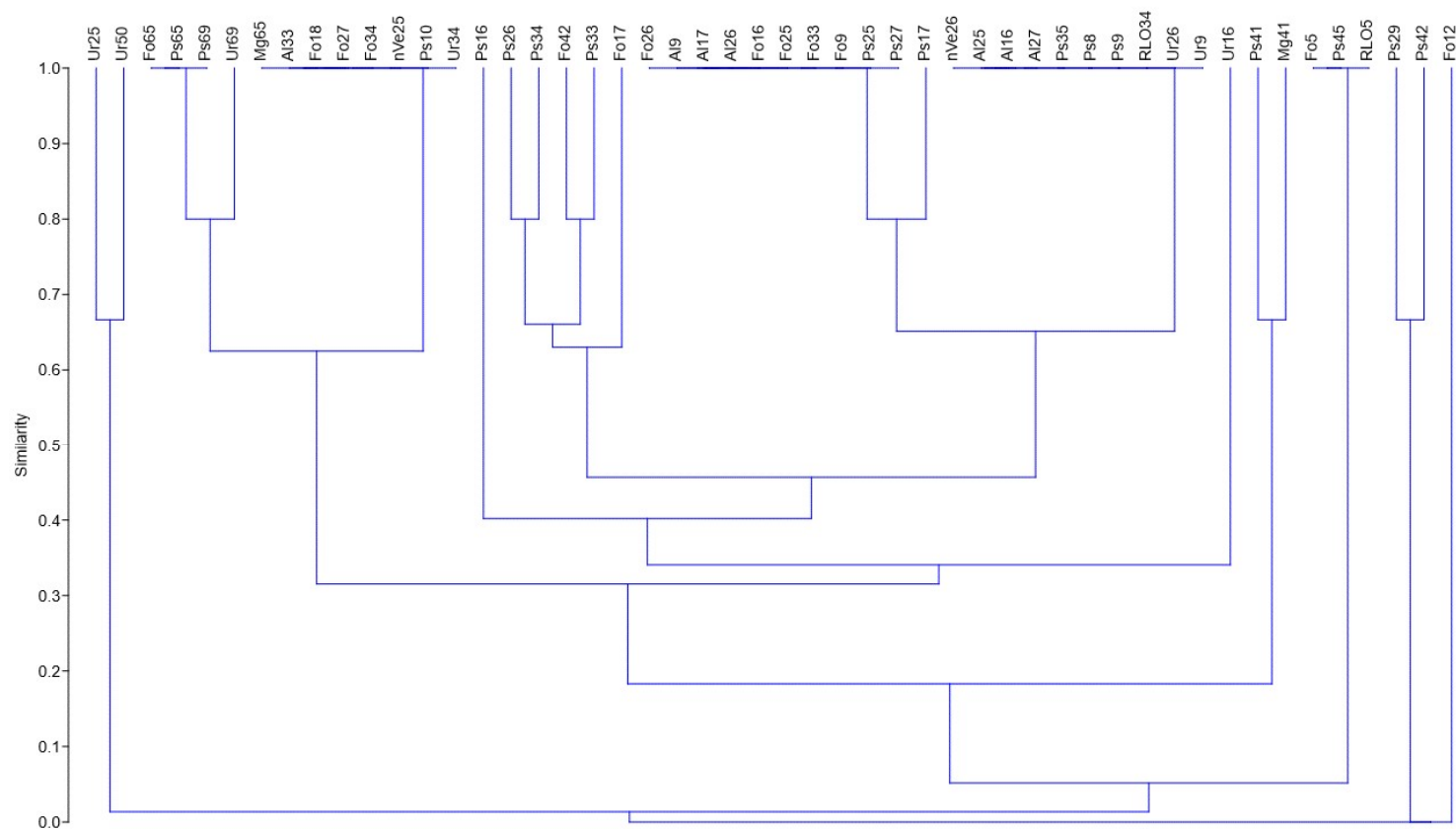
Apêndice J – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Bryophyta



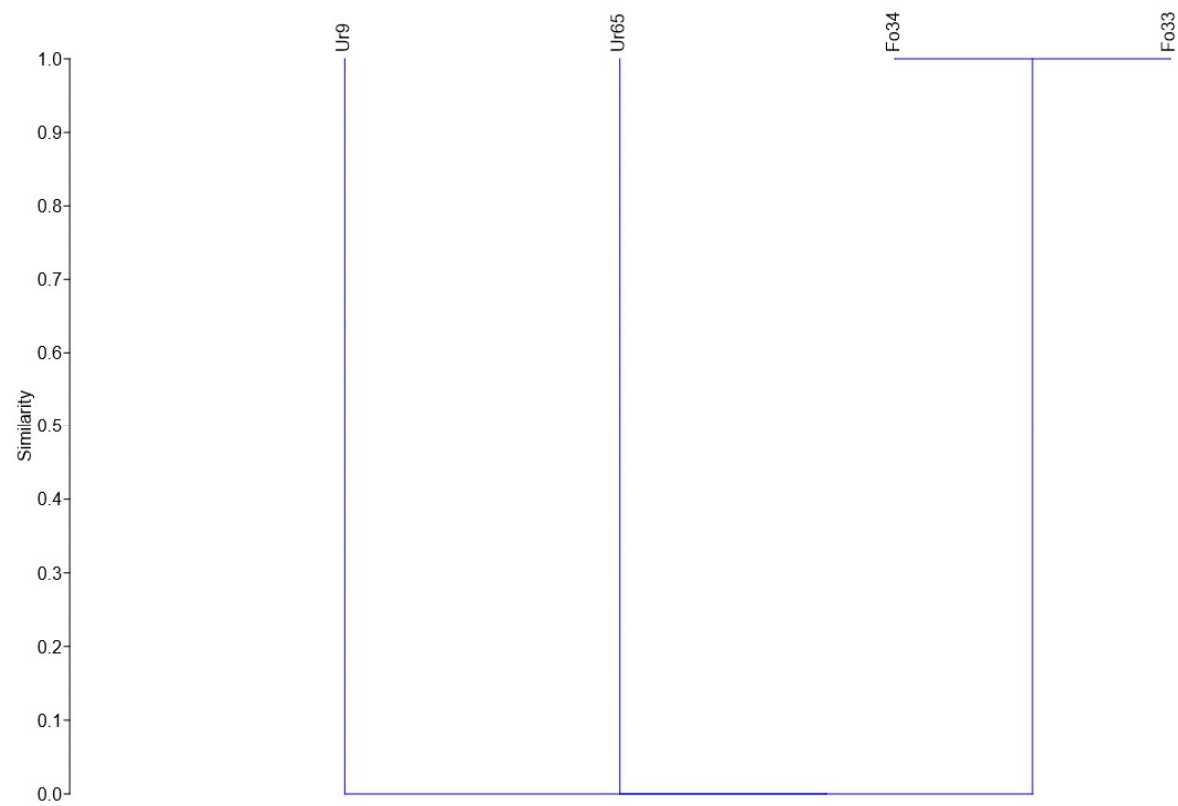
Apêndice K – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Monilophyta



Apêndice L – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Lycopodiophyta



Apêndice M – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Gimnospermae



Apêndice N – Cladograma de Similaridade entre Parcelas para Magnoliophyta

