



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Área: Política e Gestão da Sustentabilidade

**ASSOCIAÇÕES ENTRE VISITAÇÃO, PESQUISAS,
EFETIVIDADE DE GESTÃO E ESPÉCIES AMEAÇADAS DA
FAUNA EM PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS:
UM ENSAIO ESTATÍSTICO**

Mestranda: Andrea Varella Teixeira

Orientador: Prof. Dr. José Augusto Leitão Drummond

BRASÍLIA – DF

Novembro de 2025

CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**ASSOCIAÇÕES ENTRE VISITAÇÃO, PESQUISAS, EFETIVIDADE DE
GESTÃO E ESPÉCIES AMEAÇADAS DA FAUNA EM PARQUES NACIONAIS
BRASILEIROS: UM ENSAIO ESTATÍSTICO**

Andrea Varella Teixeira

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, como requisito para a obtenção do título de Mestra em Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Política e Gestão da Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. José Augusto Leitão Drummond.

BRASÍLIA – DF

2025

TEIXEIRA, ANDREA VARELLA

Associações entre visitação, pesquisas, efetividade de gestão e espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros: um ensaio estatístico

Orientador: Prof. Dr. José Augusto Leitão Drummond

169 páginas.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, área de concentração em Política e Gestão da Sustentabilidade.

Brasília – DF, 24 de novembro de 2025.

Palavras-chave: Turismo, conservação da biodiversidade, pesquisas, efetividade de gestão, áreas protegidas.

**Associações entre visitação, pesquisas, efetividade de gestão e espécies ameaçadas
da fauna em parques nacionais brasileiros: um ensaio estatístico**

Andrea Varella Teixeira

Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, área de concentração em Política e Gestão da Sustentabilidade, apresentada à banca, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestra em Desenvolvimento Sustentável.

Banca examinadora:

Prof. Dr. José Augusto Leitão Drummond, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (Orientador).

Prof. Dr. Roberto Brandão Cavalcanti, Departamento de Zoologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília (Examinador interno).

Prof. Dr. Luís Reginaldo Ribeiro Rodrigues, Programa de Pós-graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento do Instituto de Ciências da Educação da Universidade Federal do Oeste do Pará (Examinador externo).

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por sempre terem me oferecido condições e incentivo para que eu perseguisse os meus sonhos.

À minha família e amigos, pelo apoio e momentos felizes. Em especial, ao Leonardo Maciel Levenhagen Pinto, pela tutoria em estatística.

Aos colegas do MMA, por possibilitarem a minha participação no curso de mestrado e compensarem a minha ausência no trabalho.

Aos professores e colegas do CDS/UnB, pelo aprendizado e convívio enriquecedores. Em especial, ao professor André de Almeida Cunha, que me orientou nos estudos sobre Ecoturismo e Ecologia Recreativa.

Aos burocratas de rua, que trabalham diariamente para que tenhamos um ambiente mais conservado, justo e democrático.

RESUMO

As áreas protegidas são amplamente reconhecidas como estratégia importante para a conservação da biodiversidade e como locais privilegiados para a pesquisa, a educação ambiental, o turismo e a recreação na natureza. A literatura indica que o ecoturismo pode contribuir para evidenciar o valor dessas áreas, fortalecer a gestão, promover melhorias na infraestrutura e na capacidade técnica, além de apoiar financeiramente ações de conservação de espécies. Neste estudo observacional, testei a teoria de que o turismo atua como instrumento de conservação da biodiversidade nos parques nacionais brasileiros. A partir de dados oficiais, analisei as associações entre o nível de visitação e o número de espécies ameaçadas da fauna, verificando também outras variáveis, como número de pesquisas, escores de efetividade de gestão, bioma, área e idade dos parques. Os resultados indicam que o nível de visitação das unidades possui associação pequena, mas significativa, com o número de espécies ameaçadas que ali ocorrem. No entanto, o efeito parece ser indireto, indicando que a variável é dependente do contexto e das variáveis associadas. Dentre as variáveis-controle, destacaram-se o número de pesquisas nos parques e o indicador de insumos do SAMGE como as mais fortemente associadas ao número de espécies ameaçadas nas unidades. O número de pesquisas também revelou forte associação com o nível de visitação. Esses achados ressaltam a importância de análises multivariadas e evidenciam uma sinergia entre visitação, pesquisas e sustentabilidade financeira nos parques nacionais, apontando a necessidade de políticas públicas que promovam essa integração.

Palavras-chave: Turismo, conservação da biodiversidade, pesquisas, efetividade de gestão, áreas protegidas.

ABSTRACT

Protected areas are widely recognized as an important strategy for biodiversity conservation and as privileged sites for research, environmental education, tourism, and nature-based recreation. The literature indicates that ecotourism can help highlight the value of these areas, strengthen management, improve infrastructure and technical capacity, and financially support species conservation actions. In this observational study, I tested the theory that tourism functions as an instrument for biodiversity conservation in Brazilian national parks. Based on official data, I analyzed the associations between visitation levels and the number of threatened fauna species, while also accounting for other variables such as number of research studies, management effectiveness scores, biome, park area and age. The results indicate that visitation levels have a small but significant association with the number of threatened species occurring in the parks. However, the effect appears to be indirect, suggesting that the variable is context-dependent and influenced by associated factors. Among the control variables, the number of research studies and the SAMGE input indicator emerged as those most strongly associated with the number of threatened species in the parks. The number of research studies also showed a strong association with visitation levels. These findings highlight the importance of multivariate analyses and reveal a synergy between visitation, research, and financial sustainability in national parks, indicating the need for public policies that promote such integration.

Keywords: Tourism, biodiversity conservation, research, management effectiveness, protected areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa conceitual e de literatura das relações entre visitação e conservação da biodiversidade em parques nacionais no Brasil com base em trabalhos selecionados publicados entre 1986 e 2024.....	31
Figura 2– Área total (ha) dos parques nacionais brasileiros, por bioma (2023).	41
Figura 3 – Mapa da localização dos parques nacionais brasileiros (CNUC).	42
Figura – 4 Estatística descritiva das áreas (ha) dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2023, (Jamovi).	42
Figura 5 – Boxplot representando a distribuição das áreas dos parques nacionais brasileiros por bioma em 2023 (Jamovi)*.....	43
Figura 6 – Tempo acumulado de existência (anos) dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023.	45
Figura 7 – Estatística descritiva das idades (anos) dos parques nacionais brasileiros por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2023 (Jamovi).	45
Figura 8 – Boxplot representando a distribuição das idades dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (Jamovi).	46
Figura 9– Visitação anual média dos parques nacionais brasileiros, por bioma (2013-2022).	47
Figura 10 - Estatística descritiva dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).	48
Figura 11 –Boxplot representando a distribuição dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).	49
Figura 12 – Estatística descritiva dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).	50
Figura 13– Boxplot representando a distribuição dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, excluídos os parques ouliers, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).	50
Figura 14 – Valores médios do índice e dos indicadores de gestão dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, no período de 2018 a 2022*.....	53

Figura 15 – Estatística descritiva do índice de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi)	54
Figura 16 – Estatística descritiva do indicador de processos dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi)	54
Figura 17 – Estatística descritiva do indicador de resultados dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi)	54
Figura 18 – Estatística descritiva do indicador de insumos dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi)	55
Figura 19 – Número de pesquisas realizadas (total acumulado) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022.	57
Figura 20 – Estatística descritiva dos números de pesquisas realizadas (total acumulado) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).....	57
Figura 21 – Boxplot representando a distribuição do número de pesquisas realizadas nos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).	58
Figura 22 – Número total de registros de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, por bioma (2024)	61
Figura 23 – Estatística descritiva dos números de espécies ameaçadas da fauna (EA) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2024 (Jamovi)	61
Figura 24 – Boxplot representando a distribuição dos números de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2024 (Jamovi) ..	62
Figura 25 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Jamovi) ..	71
Figura 26 – Estatísticas descritivas das variáveis por grupo de parques nacionais, conforme níveis de visitação (Grupo A: mais visitados; Grupo B: menos visitados)...	73
Figura 27- Resultados do teste de Mann-Whitney para comparação entre grupos de parques nacionais brasileiros mais visitados e menos visitados (Jamovi).....	74

Figura 28 - Matriz de correlações de Spearman entre o nível de visitação, variáveis estruturais, de pesquisa, de gestão e de conservação da biodiversidade de parques nacionais brasileiros (Jamovi).....	75
Figura 29 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk após a transformação dos dados da pesquisa para log e (Jamovi).....	77
Figura 30 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).	82
Figura 31 - Coeficientes da regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, no modelo 8 (Jamovi).	86
Figura 32 – Conformidade com os pressupostos da regressão linear múltipla no modelo 8 (Jamovi).	87
Figura 33 – Resultados da análise de componentes principais (Jamovi).	92
Figura 34– Resultados da análise hierárquica de agrupamentos (Jamovi).....	94
Figura 35 - Distribuição dos grupos taxonômicos das espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques nacionais brasileiros em 2024 (SALVE).	101
Figura 36 – Percentuais do total de pesquisas realizadas em parques nacionais brasileiros (n = 10.795). por bioma, no período de 2013 a 2022 (SISBIO).	112
Figura 37 – Medianas dos números de pesquisas realizadas por parque nacional brasileiro, por bioma, no período de 2013 a 2022 (SISBIO).....	113
Figura 38 – Percentuais dos níveis de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros no período de 2018 a 2022 (SAMGE).	117
Figura 39 – Área total dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (%).	123
Figura 40 – Número de parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (%).	123
Figura 41 – Percentuais das áreas dos biomas protegidos pelos parques nacionais.....	130
Figura 42 - Interpretação de gráficos boxplot e de barras.	155
Figura 43 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável resposta o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).	162

Figura 44 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável resposta o nível de visitação anual em parques nacionais brasileiros (Jamovi).....	164
Figura 45 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla tendo como variável resposta o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).	166

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Síntese de variáveis, hipóteses e referências adotadas na pesquisa.....	34
Quadro 2 – Síntese das variáveis, recortes temporais e fontes de dados utilizadas na pesquisa.....	37
Quadro 3 – Parques nacionais brasileiros sem registro de visitação (2013-2022), com respectivas idades e áreas, por bioma.....	51
Quadro 4 – Níveis de visitação anual média dos parques nacionais brasileiros (2013-2022), por bioma, em ordem decrescente.....	52
Quadro 5 - Números de espécies ameaçadas da fauna que ocorrem nos parques nacionais brasileiros, por grupo taxonômico, categoria de ameaça e endemismo (2024).	63
Quadro 6– Parques nacionais brasileiros excluídos dos testes inferenciais.	70
Quadro 7 – Divisão dos parques nacionais em dois grupos por intensidade de visitação, mantendo a proporção por biomas (exceto Pampa e Pantanal).....	72
Quadro 8 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros.	78
Quadro 9 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável dependente o nível de visitação nos parques nacionais brasileiros.	79
Quadro 10 – Medidas de ajuste e normalidade dos resíduos dos modelos de regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Modelos 1 a 8).	83
Quadro 11– Coeficientes padronizados (t e p) das variáveis independentes nos modelos de regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Modelos 1 a 8).....	84
Quadro 12 – Resumo das associações identificadas nas análises inferenciais entre visitação, variáveis-controle e a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna em PNs brasileiros (Jamovi).	89
Quadro 13 - Identificação dos parques nacionais no Dendograma (Jamovi)...	96
Quadro 14 – Dados consolidados utilizados nas análises estatísticas.	151

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição de variáveis dos modelos da regressão linear múltipla.....	81
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIQ: amplitude interquartis.

AMP: área marinha protegida.

CDB: Convenção sobre Diversidade Biológica.

CNUC: Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.

CTF: conservativo trust fund.

EA: número de espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques nacionais.

GBIF: Global Biodiversity Information Facility.

HCA: Hierarchical clustering analysis (análise hierárquica de agrupamentos).

ICMBIO: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

IE: índice de efetividade de gestão do SAMGE.

II: indicador de insumos do SAMGE.

IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

IPC: indicador de processos do SAMGE.

IR: indicador de resultados do SAMGE.

MMA: Minsitério do Meio Ambiente e Mudança do Clima.

PAME: protected area management effectiveness.

PAN: plano de ação nacional para conservação de espécies ameaçadas de extinção.

PCA: principal component analysis (análise de componentes principais).

PN: parque nacional.

PPGCDS/UNB: Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília.

RV: recursos e valores (SAMGE).

SALVE: Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade.

SAMGE: Sistema de Avaliação e Monitoramento da Gestão de Unidades de Conservação.

SISBIO: Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade.

SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

UC: unidade de conservação da natureza.

IUCN: União Internacional para a Conservação da Natureza.

VIF: fator de inflação de variância.

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE QUADROS	12
LISTA DE TABELAS.....	13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	14
1. INTRODUÇÃO	17
1.1. A dupla missão dos parques nacionais: conservação e uso público.....	17
1.2. Conservação da biodiversidade e de espécies ameaçadas.....	21
1.3. Teoria do turismo como instrumento de conservação.....	24
2. MATERIAIS E MÉTODOS	33
2.1. Hipóteses	33
2.2. Área de estudo	35
2.3. Coleta de dados	35
2.4. Análise dos dados	38
2.5. Limitações	39
3. PANORAMA DOS PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS.....	40
3.1. Resultados da análise descritiva	40
3.1.1. Áreas dos parques nacionais brasileiros.....	40
3.1.2. Idades dos parques nacionais brasileiros.....	44
3.1.3. Níveis de visitação dos parques nacionais brasileiros.....	47
3.1.4. Níveis de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros	52
3.1.5. Pesquisas realizadas nos parques nacionais brasileiros	56
3.1.6. Números de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros.	60
3.2. Resumo da análise descritiva	64
4. ASSOCIAÇÕES ENTRE VISITAÇÃO, VARIÁVEIS-CONTROLE E ESPÉCIES AMEAÇADAS EM PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS	70
4.1. Resultados da análise inferencial	70
4.1.1. Teste de Comparação de Mann-Whitney	70
4.1.2. Teste de Correlação de Spearman	75
4.1.3. Teste de regressão linear	76
4.2. Resumo da análise inferencial.....	88
5. COMPREENSÃO DA ESTRUTURA DOS DADOS DOS PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS.....	91
5.1. Resultados da análise exploratória multivariada.....	91
5.1.1. Análise de componentes principais (PCA).....	91
5.1.2. Análise de agrupamento hierárquico (HCA).....	93
5.2. Resumo da análise exploratória multivariada	98

6. DISCUSSÃO	100
6.1. Parques nacionais como refúgios de fauna ameaçada	100
6.2. Visitação e espécies ameaçadas: uma relação complexa.....	105
6.3. Pesquisas como driver de visitação e de conservação da biodiversidade.....	111
6.4. Indicadores de efetividade de gestão: o destaque dos insumos	116
6.5. Variáveis contextuais (área, idade e bioma): papel secundário, mas relevante	122
6.6. Agrupamento das variáveis e dos parques nacionais brasileiros	132
6.7. Implicações para a gestão do turismo e da conservação em parques nacionais	134
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	136
REFERÊNCIAS	138
APÊNDICES.....	147
Apêndice 1. O sistema de avaliação do risco de extinção das espécies – SALVE	147
Apêndice 2. O sistema de análise e monitoramento de gestão – SAMGE.....	149
Apêndice 3. Dados utilizados nas análises estatísticas	151
Apêndice 4. Resumo de técnicas estatísticas para interpretação dos dados	154
Apêndice 5. Resultados dos testes de regressão linear	162

1. INTRODUÇÃO

1.1. A dupla missão dos parques nacionais: conservação e uso público

As áreas protegidas, ou unidades de conservação (UCs), como são denominadas no Brasil, constituem uma das principais estratégias globais para a conservação da biodiversidade, desempenhando papel crucial na proteção de espécies e ecossistemas ameaçados (Bruner *et al.*, 2001; Butchart *et al.*, 2012; Drummond *et al.*, 2024; Franco *et al.*, 2015; Soulé, 1991). Além de sua função ecológica, essas áreas são espaços privilegiados para o turismo e a recreação em ambientes naturais — atividades cada vez mais reconhecidas por seus benefícios à saúde física e mental, ao bem-estar e à conexão com a natureza (Cunha *et al.*, 2018, 2022; De Castro, 2018; Eagles e McCool, 2002; Souza *et al.*, 2021).

Para compreender o papel do uso público na conservação, é necessário considerar as diferentes categorias de manejo das UCs. No Brasil, a legislação estabeleceu 12 categorias (Brasil, 2000); no âmbito internacional, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) reconheceu seis categorias (Dudley *et al.*, 2008). Dentre essas categorias, os parques nacionais (PNs) se destacam por conciliar a proteção da natureza com o uso público, prevendo explicitamente a recreação e o turismo ecológico como parte de seus objetivos.

No contexto brasileiro, a visitação é permitida, em maior ou menor grau, na maioria das categorias, mas a abordagem e a intensidade variam (Brasil, 2000; Souza e Simões, 2018). A categoria parque, como indica a sua própria denominação, está historicamente associada ao lazer e à recreação, o que reforça sua relevância para a promoção da saúde, do bem-estar e da sensibilização ambiental da sociedade (Cunha *et al.*, 2022; Franco *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2021). Os PNs têm funções e restrições legalmente definidas. De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), eles têm por objetivo preservar ecossistemas naturais de relevante valor ecológico e beleza cênica, promover a pesquisa científica, fomentar a educação ambiental e proporcionar oportunidades para o turismo e a recreação em contato com a natureza (Brasil, 2000).

A visitação pública e outras atividades realizadas nos PNs estão sujeitas a restrições definidas nos planos de manejo, em planos complementares e nas normas do

órgão gestor, o ICMBio. Como são de domínio público, as suas terras devem ser regularizadas por meio da desapropriação. Até a conclusão desse processo, termos de compromisso provisórios firmados com os moradores devem assegurar que apenas atividades compatíveis com os objetivos do parque sejam realizadas. (Brasil, 2000).

Além da definição legal e dos objetivos formais, é importante compreender o contexto histórico que orientou a criação dos PNs. Em nível global, essas unidades surgiram como instrumentos de política territorial voltados à valorização cultural e paisagística, ao fortalecimento do sentimento nacional e à promoção do turismo (Franco *et al.*, 2015; Drummond *et al.*, 2024).

No Brasil, embora os PNs também tenham sido concebidos para preservar belezas cênicas e oferecer espaços de recreação, muitos foram estabelecidos como estratégia de ocupação territorial e afirmação da soberania nacional. Exemplos disso são os parques fronteiriços, como o PN da Serra do Divisor, na Amazônia, o PN do Pantanal Matogrossense, no Pantanal e o PN do Iguaçu, na Mata Atlântica (Moreira *et al.*, 2023; Souza *et al.*, 2021).

Com o tempo, no entanto, os parques passaram a desempenhar um papel crescente na proteção da fauna e flora nativas, especialmente em resposta à degradação ambiental e ao avanço da fronteira econômica sobre ambientes naturais (Lunney, 2017).

Diante dessa complexidade de funções e objetivos, a gestão da visitação requer instrumentos adequados para evitar conflitos com a conservação, como o zoneamento, o plano de manejo e o plano de uso público. É igualmente essencial definir as condições desejadas tanto para os recursos naturais quanto para a experiência dos visitantes. Um planejamento eficaz demanda a antecipação de impactos, a adoção de gestão adaptativa e o envolvimento de múltiplos atores, incluindo comunidades locais, visitantes e órgãos governamentais (Eagles; McCool, 2002).

A regulação da visitação exige equilíbrio entre a conservação e a experiência recreativa de qualidade. Isso implica não apenas controlar o número de visitantes, mas também regular a forma como eles interagem com o ambiente. Modelos conceituais como o *Limits of Acceptable Change* (LAC), o *Visitor Impact Management* (VIM) e o *Visitor Experience and Resource Protection* (VERP), contribuem para definir padrões de qualidade ambiental e social para indicar ações corretivas quando esses padrões são comprometidos (Eagles; McCool, 2002).

Complementarmente, existem formas de reduzir impactos ambientais decorrentes da visitação. As principais ferramentas disponíveis se agrupam em quatro

categorias principais: normas, cobrança de taxas, ações de sensibilização ambiental e adaptação da infraestrutura para a proteção dos recursos naturais (Leung *et al.*, 2018; Marion *et al.*, 2016; Pickering *et al.*, 2018).

Entre as ferramentas normativas, destaca-se o zoneamento definido no plano de manejo. Ele delimita diferentes zonas com graus variados de uso permitido, como zonas de preservação, conservação, uso moderado e infraestrutura (ICMBIO, 2018a). A visitação costuma se concentrar nas zonas de infraestrutura e uso moderado, enquanto as zonas de preservação e conservação ficam restritas à manutenção de processos ecológicos e à regeneração dos ecossistemas.

Abordagens de educação ambiental e comunicação persuasiva são fundamentais para modificar o comportamento dos visitantes e reduzir impactos. Um exemplo é o uso das práticas *Leave No Trace (LNT)*¹, que orientam visitantes a não alimentar a fauna, descartar corretamente o lixo e manter-se no centro das trilhas para evitar sua ampliação (Marion *et al.*, 2016).

A adequação da infraestrutura também é um manejo preventivo. O planejamento e a restauração de trilhas, acampamentos e outros equipamentos de uso público são importantes para concentrar e minimizar impactos, o que inclui a localização e o desenho adequados de trilhas e áreas de acampamento, manutenção de drenagens para reduzir erosão, reforço estrutural em pontos críticos com uso de pedras, madeira, além da adoção de critérios de capacidade de carga para evitar a sobrecarga dos ambientes (Marion *et al.*, 2016).

O monitoramento sistemático da visitação é outro elemento-chave para avaliar se os objetivos de conservação e a qualidade da experiência do visitante estão sendo alcançados. Indicadores ambientais, sociais e econômicos — como degradação de trilhas, perturbação da fauna, percepção de superlotação e benefícios ou prejuízos para comunidades locais — fornecem subsídios para decisões de manejo da visitação (Eagles; McCool, 2002).

¹ Os sete princípios do *Leave No Trace (LNT)* consistem em: (1) planejar e preparar-se com antecedência; (2) viajar e acampar em superfícies duráveis; (3) descartar corretamente os resíduos; (4) deixar o que encontrar; (5) minimizar os impactos das fogueiras; (6) respeitar a vida selvagem; e (7) ter consideração pelos outros visitantes (*Leave No Trace Center for Outdoor Ethics*, 2025).

Com relação à governança dos serviços de visitação em PNs, existem dois modelos principais: o *insourcing* (gestão direta pela autoridade da unidade) ou *outsourcing* (terceirização para agentes externos). O *insourcing* exige capacidade administrativa e autonomia financeira, frequentemente limitadas em órgãos públicos. O *outsourcing*, por sua vez, pode envolver empresas privadas, organizações comunitárias, ONGs, ou sociedades de *joint venture* (Eagle, 2009; Spenceley *et al.*, 2019).

A crescente demanda por recreação e turismo, aliada à limitação de recursos públicos, tem levado gestores de parques a adotar parcerias para ampliar a infraestrutura, diversificar experiências turísticas e complementar o financiamento. Boas práticas para o sucesso dessas parcerias incluem definição de indicadores claros, monitoramento contínuo, compartilhamento de benefícios com comunidades locais, fortalecimento da capacidade institucional e integração de políticas de conservação e uso público (Eagle, 2009).

As parcerias com empresas privadas tendem a ser mais eficientes em mercados maduros e com alta visitação, em função da sua experiência comercial e da capacidade de investimento. Mas esse modelo de governança pode gerar menos benefícios diretos à comunidade, riscos de *overtourism* e impactos ambientais se não houver restrições contratuais claras. As parcerias com ONGs são mais adequadas para gerir o turismo em unidades com baixa visitação, pois mobilizam expertise, voluntariado e recursos externos, mas podem gerar dependência excessiva e priorização de objetivos da ONG, em detrimento dos objetivos das UCs e do órgão gestor. Os modelos comunitários (turismo comunitário) são estratégicos para maximizar benefícios socioeconômicos locais, mas enfrentam desafios relacionados à capacidade técnica dos comunitários na prestação de serviços aos turistas, bem como na gestão de conflitos entre eles e com o órgão gestor (Eagle, 2009; Spenceley *et al.*, 2019).

Em escala global, as UCs enfrentam subfinanciamento público crônico, o que compromete tanto a gestão da conservação quanto da visitação (Coad *et al.*, 2019; Gill *et al.*, 2017; Jepson *et al.*, 2017; Jones *et al.*, 2018; Watson *et al.*, 2014). Somado a isso, a Meta 3 do Quadro Global de Biodiversidade da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 2022), que estipulou que 30% do território do planeta esteja efetivamente protegido até 2030, aumentou significativamente as expectativas sobre as UCs e a conservação da biodiversidade.

Apesar dos inúmeros benefícios que as UCs proporcionam, os governos dificilmente proverão o aumento do financiamento necessário para atender às novas

demandas, sendo estratégico investir em ações que promovam a conservação, como o turismo e a recreação nos parques. Atividades bem planejadas e monitoradas em UCs podem gerar benefícios econômicos, sociais e políticos, fortalecendo a base de apoio para a conservação e criando fontes adicionais de recursos (Meyers *et al.*, 2025).

1.2. Conservação da biodiversidade e de espécies ameaçadas

A biodiversidade é um dos pilares da estabilidade, produtividade e resiliência dos ecossistemas. A diversidade genética, de espécies e de habitats influencia diretamente a capacidade das comunidades biológicas de capturar recursos — como luz, água e nutrientes —, produzir biomassa, reciclar elementos e manter funções ecológicas ao longo do tempo. Ecossistemas mais diversificados tendem a ser mais estáveis e resistentes a perturbações, além de fornecerem serviços fundamentais, como controle de pragas e purificação da água. Assim, a perda de biodiversidade não representa apenas uma preocupação ética ou conservacionista, mas um desafio central para o bem-estar humano e a sustentabilidade planetária (Cardinale *et al.*, 2012; Myers, 1992; Wilson, 1992).

Conservar espécies ameaçadas vai além de evitar extinções: trata-se de proteger processos ecológicos e interações biológicas que sustentam a vida. Cada espécie exerce um papel funcional nos sistemas naturais, e contribui para a saúde e a resiliência dos ecossistemas (Groom *et al.*, 2006; Myers, 1992). Nesse contexto, Pauly (1995) introduziu o conceito de "síndrome da linha de base móvel", que descreve como cada nova geração de cientistas tende a adotar como referência o estado atual da biodiversidade, ignorando os declínios anteriores. Essa percepção distorcida contribui para a normalização da degradação ambiental e enfraquecimento da memória ecológica, dificultando o estabelecimento de metas realistas para mitigar a perda de biodiversidade.

Alinhado a esse alerta, Ripple reuniu 41 pesquisadores em escala global para discutir como conter o risco de extinção da megafauna terrestre — grandes mamíferos herbívoros (≥ 100 kg) e carnívoros (≥ 15 kg). O documento gerado propôs 13 compromissos, que incluem, além do reconhecimento ético da responsabilidade de proteção das espécies, a adoção de mecanismos financeiros, reintrodução de espécies extintas localmente e a articulação entre conservação e desenvolvimento local sustentável. Sem essas mudanças urgentes, esses pesquisadores alertam que, muitas das

espécies mais icônicas do planeta podem desaparecer em menos de um século (Ripple *et al.*, 2016).

Apesar da importância da biodiversidade, a sua inserção nas políticas públicas ainda é limitada. A complexidade conceitual e a dificuldade de operacionalizar indicadores contribuem para a sua baixa visibilidade, especialmente quando comparada a temas como mudanças climáticas, que dispõem de métricas mais diretas (como CO₂ ou temperatura). Para contornar essas limitações, pesquisadores têm proposto diversos indicadores. Entre eles, a ocorrência de espécies ameaçadas, que pode funcionar como um sinalizador de alterações ecológicas e riscos à integridade da biodiversidade (Franco, 2013; Mace, 2014; Noss, 1990; Reid *et al.*, 1993).

Reid *et al.* (1993), por exemplo, propuseram indicadores classificados em três categorias: (i) de estado, que avaliam a condição atual da biodiversidade, como o número de espécies ameaçadas; (ii) de pressão, que identificam ameaças como desmatamento ou poluição; e (iii) de resposta, que medem os esforços institucionais, como criação de UCs e outras políticas públicas. No Brasil, a *Lista Nacional de Espécies Ameaçadas* é um exemplo de indicador de estado utilizado em políticas públicas, como os Planos de Ação Nacional (PANs) coordenados pelo ICMBIO, que visam reduzir ameaças e recuperar populações de espécies por meio de processos participativos (ICMBIO, 2024 f; Vercillo, 2021).

Mais recentemente, Geldmann *et al.* (2021) propuseram três eixos de indicadores para monitorar a efetividade da conservação baseada em área: (i) resultados ecológicos, como mudanças na cobertura vegetal detectadas por sensoriamento remoto; (ii) monitoramento local da biodiversidade, com foco em espécies-alvo, por meio de armadilhas fotográficas, DNA ambiental, ciência cidadã; e (iii) indicadores de gestão, como instrumentos de planejamento, processos e recursos (efetividade de gestão das UCs).

Apesar dos avanços na criação de UCs em escala global nos últimos anos, os resultados concretos em termos de conservação da biodiversidade ainda são limitados. Reconhecendo essa lacuna, o Quadro Global de Biodiversidade de Kunming–Montreal da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) incorporou explicitamente o componente de efetividade de gestão à Meta 3, que estabelece o compromisso de conservar e manejar **de forma efetiva** pelo menos 30% das áreas terrestres, aquáticas continentais e marinhas até 2030 (CDB, 2022).

Dados recentes apontam que a perda de biodiversidade segue acelerada. A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos estima declínios de 2% a 6% por década nos indicadores de biodiversidade em todas as regiões e escalas, com perdas graves nos ecossistemas aquáticos, especialmente recifes de coral e ambientes de água doce. Essa tendência é impulsionada por múltiplos fatores interligados — como sobre-exploração, poluição e mudanças climáticas — cujos efeitos se somam (IPBES 2024).

Considerando os atributos das UCs relacionados a melhores resultados de conservação da biodiversidade, a literatura cita as variáveis área e idade. Áreas menores convivem com maior risco de extinções locais devido à limitação física sobre a densidade populacional das espécies e à menor resiliência dos ecossistemas frente a perturbações (maior efeito de borda), enquanto áreas maiores tendem a abrigar mais espécies (Franco, 2013; Groom *et al.*, 2006; Newmark, 1986, 1987; Wilson, 1992).

Com relação à idade das UCs, alguns estudos apontam que a biodiversidade pode declinar com o tempo, sobretudo em ambientes vulneráveis à degradação ambiental causadas por pressões antrópicas externas, pois as cidades e os campos agrícolas crescem ao redor das UCs, transformando-as em “ilhas” (Newmark, 1986, 1987). Por outro lado, há estudos que apontam que UCs mais antigas, que tiveram maior tempo de recuperação ecológica, consolidação de gestão e acúmulo de conhecimento científico apresentam maior biodiversidade (Acreman *et al.*, 2020; Edgar *et al.*, 2014).

Além disso, outros fatores merecem atenção. Estudos como os de Laurance (2013), Piel *et al.* (2014) e Tranquilli *et al.* (2012, 2014) sugerem que a presença contínua nas UCs de pessoas aliadas à conservação (como pesquisadores, guias turísticos e voluntários) fortalece a vigilância e o engajamento social, resultando em melhores indicadores de conservação. Além disso, pesquisas científicas ampliam o conhecimento sobre a fauna local e aumentam a visibilidade e a atratividade turística das UCs.

A efetividade de gestão das UCs é também amplamente discutida na literatura. Marcos conceituais como o PAME (*Protected Area Management Effectiveness*) orientam a sua avaliação (Hockings, 2003; Hockings *et al.*, 2006). No Brasil, o ICMBIO utiliza o Sistema de Avaliação e Monitoramento da Gestão de Unidades de Conservação (SAMGE), baseado nos seis indicadores globais do PAME (ICMBIO, 2024 a): contexto, planejamento, insumos (*inputs*), processos, produtos (*outputs*), resultados (*outcomes*).

Geldmann *et al.* (2013), em revisão sistemática de 76 estudos com contrafactuals, mostraram que as UCs protegem a cobertura vegetal, mas não necessariamente as

populações de espécies da fauna, possivelmente porque a persistência dessas populações depende de manejo ativo (efetividade de gestão). No México, Powlen *et al.* (2021) demonstraram que UCs terrestres com melhor gestão apresentaram menores taxas de desmatamento, mesmo em regiões de maior pressão antrópica. Edgar *et al.* (2014) chegaram a resultados semelhantes ao constatar que áreas marinhas protegidas (AMPs) que apresentavam cinco atributos — proibição de pesca, fiscalização eficaz, área superior a 100 km², mais de dez anos de existência e isolamento — abrigavam maiores biomassas de grandes peixes e tubarões. Isso sugere que metas baseadas apenas na extensão da área protegida não são suficientes para obter resultados de conservação na ausência de gestão efetiva.

No Brasil, Silva e Santos (2024) constataram que as AMPs federais de proteção integral, maiores, mais antigas e com melhores pontuações nos indicadores de insumos e de contexto do SAMGE apresentaram maior número de espécies ameaçadas. Eles usaram a ocorrência de espécies ameaçadas como um indicador *proxy* de relevância conservacionista das unidades, sinalizando áreas de alta sensibilidade ecológica, e não como um alerta de comprometimento ecológico local.

Diante desse cenário, embora em alguns casos os PNs não tenham sido originalmente criados com foco na proteção da fauna, a sua importância na contenção de extinções de espécies vem sendo cada vez mais reconhecida, especialmente diante da velocidade das transformações ambientais contemporâneas (Lunney, 2017).

1.3. Teoria do turismo como instrumento de conservação

A origem da teoria do turismo como instrumento de conservação pode ser remetida aos primórdios da discussão sobre ecoturismo. Na década de 1970, pesquisadores já destacavam a necessidade de reconciliar as relações entre turismo e conservação em PNs, considerando que os parques não deveriam ser vistos como espaços de proteção “contra os malfeitos dos homens” (Budowski, 1976; Myers, 1972).

O crescimento do turismo de natureza nas últimas décadas intensificou os debates conceituais e práticos sobre as suas modalidades. Embora o turismo de natureza e o ecoturismo sejam frequentemente utilizados como sinônimos, as expressões se distinguem de maneira relevante na literatura especializada. Segundo Fennell (2014), o ecoturismo representa uma forma de turismo alternativo que privilegia experiências em ambientes naturais, fundamentando-se em princípios de sustentabilidade, aprendizado,

ética e respeito às comunidades locais. Ele articula educação ambiental com interpretação da natureza, promovendo tanto a sensibilização dos visitantes quanto benefícios socioeconômicos para as populações anfitriãs. Os seus pilares centrais incluem: (i) base na natureza, (ii) sustentabilidade com participação comunitária, (iii) contribuição para a conservação, (iv) educação e aprendizado, e (v) ética ambiental.

Contudo, o mesmo Fennell (2014) reconhece também as contradições inerentes à prática do ecoturismo, especialmente quando apropriado por agentes do turismo convencional, movidos por interesses comerciais desvinculados de objetivos conservacionistas. Nesse cenário, surgem conceitos mais restritivos, como o turismo de conservação, definido por Buckley (2010) como uma forma de turismo que gera contribuição líquida, mensurável e ecologicamente relevante para a conservação da biodiversidade, ao contrário do ecoturismo, cuja ênfase pode estar em aspectos educacionais ou culturais.

Alguns casos de turismo de conservação incluem os safáris fotográficos. O manejo e reprodução de megafauna demandam alto investimento. O turismo, geralmente gerido em parcerias com ONGs e setor privado, contribuem para a preservação dessas espécies na África e Ásia. No Brasil, há também iniciativas voltadas à observação de tartarugas, botos, cavalos-marinhos e cetáceos, frequentemente geridas por comunidades locais e que reduzem a pressão de práticas predatórias como caça e pesca.

Por exemplo, o Global Big Day (GBD) é um evento anual de ciência cidadã organizado pelo Cornell Lab of Ornithology, no qual observadores de aves de todo o mundo registram, em um único dia, o maior número possível de espécies por meio da plataforma eBird. No contexto do aviturismo, o GBD tornou-se uma vitrine internacional para países e regiões, ao estimular tanto o engajamento de comunidades locais quanto a atração de turistas interessados em participar de expedições de observação. Além de promover destinos de natureza e fortalecer a imagem de UCs, os dados coletados contribuem para pesquisas científicas e políticas de conservação, reforçando a conexão entre turismo, ciência e conservação da biodiversidade (eBIRD, 2025).

Nesse sentido, o turismo de conservação é um conceito interessante como estratégia para complementar as demandas por financiamento, monitoramento e gestão qualificada das UCs.

Potenciais benefícios do turismo em parques nacionais

1. Maior visibilidade pública e política dos parques

O turismo de natureza amplia o interesse social e político pelas UCs. A visitação regular gera maior reconhecimento da importância dos PNs, fortalecendo o apoio público, incentiva políticas de proteção e dificulta processos de desmonte institucional, de diminuição de área, de rebaixamento de categoria ou até de extinção das UCs (Bernard *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2025; Souza *et al.*, 2021). Embora os PNs sejam essenciais para a preservação da biodiversidade e o fornecimento de serviços ecossistêmicos, os insumos que eles recebem e a consequente efetividade de gestão dependem, em grande parte, de decisões políticas. Essas decisões são influenciadas pela quantidade de visitantes que os PNs recebem (Buckley, 2009). Ou seja, o apoio público às UCs está condicionado à sua capacidade de atender às demandas sociais, sendo a recreação um componente central no caso dos PNs (Dudley *et al.*, 2008).

2. Geração de recursos financeiros para a conservação

O turismo de natureza pode ser uma fonte de financiamento complementar para UCs, especialmente em países em desenvolvimento onde os orçamentos públicos são limitados. As receitas geradas por meio de ingressos, taxas de visitação, atividades guiadas, patrocínios, convênios, entre outros, podem ser direcionadas para o custeio de operações de conservação, como monitoramento da biodiversidade, fiscalização, programas de manejo de fauna, melhoria de infraestrutura, ampliação e capacitação da equipe técnica e apoio à gestão (Buckley *et al.*, 2016; Stronza *et al.*, 2019; Krüger, 2005; Watson *et al.*, 2014). No caso do Brasil, as receitas auferidas pelas UCs não ficam nas UCs, mas de acordo com o art. 14, § 2º da Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, pelo menos 50% dos recursos obtidos pela UC de domínio público, deverão ser aplicados na unidade que os houver gerado, destinando-se o restante ao custeio e manutenção do sistema nacional – SNUC (Brasil, 2000).

3. Vigilância informal

A presença constante de visitantes e operadores turísticos nos parques inibe a ocorrência de atividades ilegais nessas áreas, como invasões, caça, desmatamento, extração de madeira, mineração e agropecuária (Fontoura *et al.*,

2021; Gazoni e Brasileiro, 2018, 2022; Stronza *et al.*, 2019; Tranquilli *et al.*, 2012, 2014).

4. Valorização da biodiversidade e sensibilização ambiental

A presença de certas espécies – especialmente aves e mamíferos – aumenta o apelo turístico e pode fortalecer o apoio à conservação (Krüger, 2005). Além disso, o turismo de natureza pode contribuir para aumentar a sensibilização ambiental, a biofilia e uma ética pró-conservacionista nos visitantes e nas comunidades, estimulando atividades de voluntariado e de ciência cidadã, como o monitoramento participativo (Buckley, 2010; Fennel, 2014; Itacaramby, 2023; Krüger, 2005; Silvertown, 2009; Weaver e Lawton, 2017).

5. Reconciliação com as comunidades e desenvolvimento local

Projetos de ecoturismo com participação ativa das comunidades locais geram maior aceitação social das UCs e tendem a ser mais sustentáveis. O envolvimento pode ocorrer por meio de empregos diretos, compartilhamento de receitas e tomada de decisões. Esse fator foi identificado como um dos principais preditores de sucesso ecológico em projetos de ecoturismo. Além disso, a geração de renda para as comunidades locais pode contribuir para afastá-las de atividades extrativistas ilícitas (Krüger, 2005; Weaver e Lawton, 2017).

Limitações e riscos associados ao turismo em parques nacionais

1. Impactos ambientais locais

A presença de turistas pode gerar impactos ambientais negativos diretos, como erosão em trilhas, perturbações à fauna, introdução de espécies exóticas, poluição e geração de resíduos. A presença humana pode alterar o comportamento de algumas espécies ou gerar efeitos colaterais em ecossistemas frágeis. Isso pode ocorrer, por exemplo, devido à perturbação de animais em áreas de reprodução ou pelo fato de algumas espécies se habituarem às pessoas e mudarem os seus hábitos alimentares. O manejo inadequado da visitação em áreas sensíveis pode comprometer os objetivos de conservação (Buckley, 2011; Buckley *et al.*, 2016; Cunha, 2010; Fennel, 2014; Krüger, 2005; Marion *et al.*, 2016; Pickering *et al.*, 2018; Steven e Castley, 2013; Watson *et al.*, 2014).

2. Desigualdade na distribuição dos benefícios e alterações no modo de vida

O turismo pode alterar dinâmicas econômicas, culturais ou de uso do território pelas comunidades locais. Em algumas situações, os benefícios são apropriados por operadores externos ou elites da região, deixando as comunidades e a conservação ambiental em segundo plano. A presença constante de visitantes, muitas vezes com valores, comportamentos e expectativas distintas dos moradores da região, pode levar à descaracterização de práticas culturais, à mercantilização de rituais e tradições, e à alteração de modos de vida da população. Além disso, a pressão por infraestrutura e serviços pode causar encarecimento do custo de vida, alterar prioridades comunitárias e provocar conflitos. Assim, sem planejamento participativo e sem respeito à autonomia cultural do local, o ecoturismo pode contribuir para a erosão do patrimônio imaterial das populações tradicionais (Fennel, 2014; Krüger, 2005).

3. Dependência econômica do turismo

Em nível mundial, alguns parques e comunidades tornaram-se altamente dependentes da receita do turismo (Buckley *et al.*, 2012). A pandemia de COVID-19 evidenciou os riscos dessa dependência: a queda brusca na visitação reduziu drasticamente o interesse público e o financiamento para conservação de várias UCs. Além disso, facilitou o desmonte institucional e o avanço de atividades ilegais como a caça e o desmatamento (Brown *et al.*, 2023; Buckley, 2020; Corlett *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021).

Em síntese, o turismo de natureza em parques apresenta potencial significativo para contribuir para a conservação ambiental, desde que continuamente planejado, monitorado e ajustado. Os benefícios são mais evidentes quando há envolvimento efetivo das comunidades locais, planejamento baseado em critérios ecológicos e controle rigoroso dos impactos ambientais. Por outro lado, a sua eficácia como ferramenta de conservação pode ser limitada em contextos de má governança, ausência de regulação e crises que afetam o fluxo turístico.

Diversos estudos internacionais e nacionais corroboram esses achados. Krüger (2005) em meta-análise de 251 estudos de caso sobre projetos de ecoturismo apontou que a percepção dos autores sobre o sucesso do ecoturismo em termos de sustentabilidade ambiental depende da presença de espécies da fauna carismáticas, do envolvimento

comunitário e de planejamento detalhado. Segundo o estudo, o ecoturismo sem espécies emblemáticas raramente foi analisado pelos autores dos artigos como ambientalmente sustentável.

Estudo de Chung *et al.* (2018) utilizou dados de 929 UCs terrestres em 50 países no período entre 2000 e 2014 e concluiu que a cada crescimento de 1% do número de espécies nas UCs há um crescimento de cerca de 0,87% do número de visitantes anuais, indicando que a biodiversidade é um dos *drivers* mais fortes para o turismo de natureza. Para operacionalizar a análise em escala global, eles usaram a riqueza de espécies (aves, mamíferos e anfíbios) como proxy de biodiversidade, porque são grupos relativamente bem estudados e com dados disponíveis mundialmente.

Em uma revisão sistemática conduzida por Wardle *et al.* (2018) sobre a contribuição do ecoturismo para a conservação da biodiversidade, um dos temas menos explorados entre os 70 artigos analisados quanto a ações e resultados de conservação foi o efeito direto do turismo sobre a vida selvagem. A maior parte dos estudos se concentrou em impactos indiretos, como educação ambiental e geração de empregos locais. Entre os 11 trabalhos que relataram crescimento da fauna, apenas 3 monitoraram diretamente as populações. A revisão evidenciou também o predomínio de abordagens metodológicas das ciências sociais, como entrevistas e questionários. Embora 78% dos estudos reportassem efeitos positivos do turismo para a conservação, poucos forneceram evidências ecológicas robustas, especialmente no que se refere a crescimentos populacionais de espécies.

No Brasil, Fontoura *et al.* (2021) e De Omena e Hanazaki (2022) identificaram percepções positivas dos gestores de PNs sobre a contribuição do uso público à conservação. Fontoura *et al.* (2021) compararam as percepções de gestores de PNs no Brasil e nos Estados Unidos quanto aos efeitos do uso público sobre a conservação da biodiversidade. Os gestores de ambos os países relataram que as características naturais e a biodiversidade dos parques estavam sendo mantidas com os níveis atuais de visitação, mesmo em unidades com grande fluxo de visitantes.

De Omena e Hanazaki (2022) analisaram a relação entre o uso público (incluindo o uso científico) e a conservação da natureza nos PNs brasileiros. Na visão dos gestores, existe uma relação positiva entre o uso público e um melhor estado de conservação, uma vez que os turistas tendem a buscar ambientes naturais bem preservados para as suas atividades de lazer, o que converge com o entendimento de Chung *et al.* (2018) e Siikamäki *et al.* (2015).

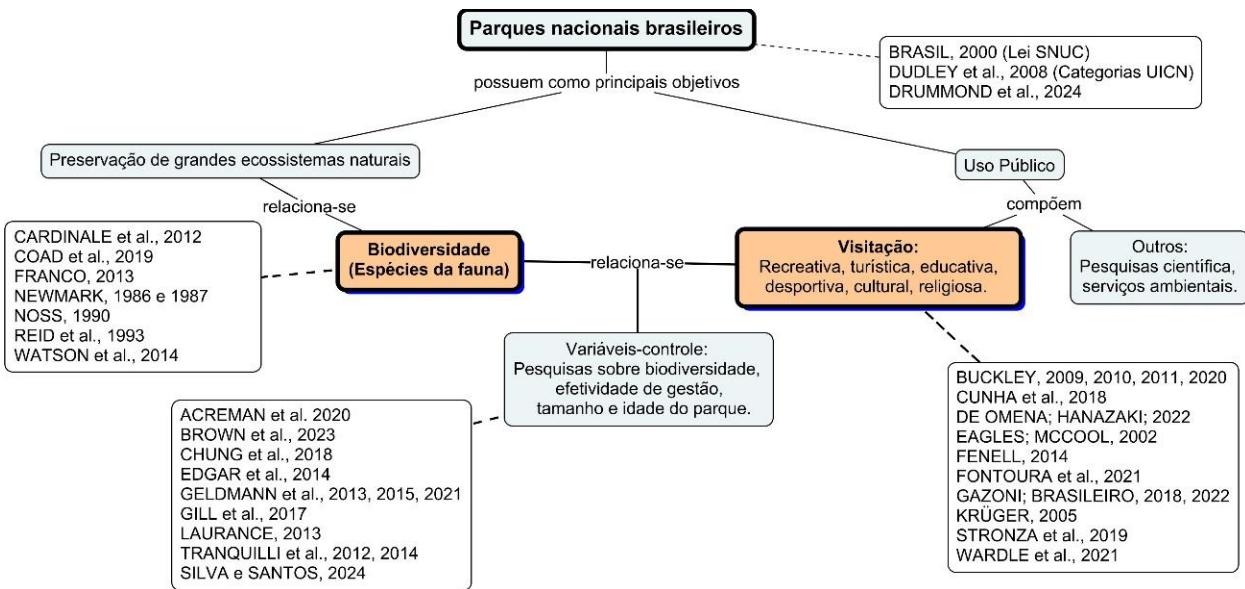
De Omena e Hanazaki (2022) investigaram também quais são as variáveis que os gestores consideram mais relevantes para monitorar o estado de conservação de um parque. Eles destacaram o número de espécies ameaçadas e o número de pesquisas realizadas nos seus parques, em especial sobre espécies.

Ainda no Brasil, os estudos de Gazoni e Brasileiro (2018, 2022) identificaram correlações negativas entre o turismo e o desmatamento na Amazônia, sugerindo que a visitação pode funcionar como um mecanismo de dissuasão das pressões antropogênicas. No primeiro estudo (2018), os autores utilizaram o número de leitos turísticos como indicador da atividade e observaram uma correlação negativa entre turismo e as taxas anuais de desmatamento. No segundo estudo (2022), focado em UCs na Amazônia e baseado em dados de visitação coletados pelo ICMBIO, os autores constataram que áreas com presença de visitantes apresentaram menores índices de desmatamento. Esses estudos ajudam a desconstruir a visão predominante do turismo de natureza como atividade essencialmente impactante, evidenciando o seu potencial como ferramenta para a conservação florestal.

Os resultados dos estudos brasileiros estão alinhados com os resultados dos estudos de Laurence (2013) e Tranquilli *et al.* (2012, 2014), que sugerem que certas atividades de campo em UCs, como turismo e pesquisas, aumentam a presença de pessoas pró-conservação na área, o que pode auxiliar na proteção territorial.

Por fim, a Figura 1 sintetiza os principais achados da revisão de literatura, ilustrando as relações entre visitação e conservação da biodiversidade nos parques nacionais brasileiros.

Figura 1 – Mapa conceitual e de literatura das relações entre visitação e conservação da biodiversidade em parques nacionais no Brasil com base em trabalhos selecionados publicados entre 1986 e 2024.



Elaborado pela Autora.

Apesar da ampla discussão sobre os potenciais benefícios do ecoturismo, ainda são escassas as evidências empíricas que demonstrem, de forma efetiva e mensurável, a sua contribuição para a conservação da biodiversidade. Nesse sentido, há necessidade de estudos que analisem de forma integrada as relações entre visitação, variáveis institucionais e variáveis ecológicas em escala nacional e com métodos quantitativos, para compreender melhor essas dinâmicas.

A partir desse panorama, a pergunta que orienta este estudo é:

Quais são as associações entre os níveis de visitação e a conservação da biodiversidade nos parques nacionais brasileiros, controlando outras variáveis?

Para responder essa questão, esta pesquisa teve como objetivo geral verificar se o turismo atua como instrumento de conservação da biodiversidade em PNs brasileiros. Os objetivos específicos foram:

- (i) explorar os dados de visitação, de pesquisas científicas, indicadores de efetividade de gestão, área, idade, bioma e número de espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques por meio de técnicas de estatística descritiva;
- (ii) investigar diferenças entre grupos de parques, associações e relações de dependência entre as variáveis, utilizando técnicas de estatística inferencial.
- (iii) investigar associações e agrupamentos entre as variáveis e entre os parques por meio de técnicas de análise exploratória multivariada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta pesquisa, adotei uma abordagem quantitativa, reducionista e generalista para analisar as relações entre a intensidade de visitação, variáveis-controle selecionadas e o número de espécies ameaçadas da fauna nos PNs brasileiros. O desenho metodológico foi baseado em Chung *et al.* (2018), Silva e Santos (2024) e Creswell e Creswell (2023), fundamentado na premissa de que fenômenos complexos podem ser compreendidos por meio da verificação empírica das relações entre variáveis.

2.1. Hipóteses

Diante da revisão teórica apresentada na seção 1.3, esta pesquisa explorou a hipótese de que a intensidade de visitação estaria positivamente associada à conservação da biodiversidade nos PNs brasileiros. Para testar essa hipótese, adotei como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques. Essa métrica, além de indicar a presença de espécies classificadas como vulneráveis, em perigo ou criticamente em perigo, foi aqui interpretada como um indicador da capacidade dos parques de servir como refúgio para a parcela da biodiversidade mais sensível às pressões antrópicas e prioritária para a conservação.

Embora a existência de espécies ameaçadas seja usualmente interpretada como indicativo de declínio no status de conservação da área, nesta pesquisa, o número de espécies ameaçadas da fauna em parques foi utilizado, de forma análoga ao estudo de Silva e Santos (2024), como um indicador do valor conservacionista das unidades, pois a baixa representação ou ausência de espécies ameaçadas pode refletir limitações estruturais, escassez de pesquisas e monitoramento, fragilidades na gestão ou inexistência de políticas e projetos específicos para conservação de espécies.

O monitoramento de componentes de biodiversidade que motivaram a criação de uma UC, os quais frequentemente incluem espécies ameaçadas, é um parâmetro central para mensurar os resultados de conservação com base em evidências empíricas e orientar políticas públicas e práticas de manejo adaptativo, conforme destacado por Geldmann *et al.* (2021). Além disso, como variáveis-controle, inclui fatores potencialmente correlacionados com a ocorrência de espécies ameaçadas, tais como o número de pesquisas registradas, níveis de efetividade de gestão, a área, a idade dos parques e o bioma predominante. Uma síntese das variáveis, hipóteses e referências adotadas na pesquisa encontra-se no Quadro 1.

Quadro 1 - Síntese de variáveis, hipóteses e referências adotadas na pesquisa.

variáveis	relações com a conservação da biodiversidade	referências
número de espécies ameaçadas da fauna no parque	indicador proxy de valor conservacionista do parque, sinalizando que a área é importante como refúgio de espécies mais sensíveis da biodiversidade e que possui capacidade de conservá-las.	Silva e Santos, 2024.
nível de visitação no parque	promove ações pró-conservacionistas e gera condições para a melhoria da conservação nas UCs.	Brown <i>et al.</i> , 2023; Buckley, 2010; Buckley <i>et al.</i> , 2012 e 2016; De Castro, 2018; Morrison <i>et al.</i> , 2012; Steven <i>et al.</i> , 2013; Stronza e Pegas, 2008; Tranquilli <i>et al.</i> , 2012 e 2014.
número de pesquisas feitas no parque	ampliam o conhecimento sobre as espécies, estimulam novas pesquisas, promovem ações pró-conservacionistas, e aumentam a atratividade do parque.	De Omena e Hanazaki, 2022 ; Laurance, 2013; Lunney (2017); Piel <i>et al.</i> , 2014; Tranquilli <i>et al.</i> , 2012 e 2014.
índice e indicadores de efetividade de gestão do parque	a capacidade de gestão contribui para a obtenção de resultados de conservação e, na ausência de dados de campo, pode ser usado como um proxy de performance da UC.	Brown <i>et al.</i> , 2023; Geldmann <i>et al.</i> , 2015; Gill <i>et al.</i> , 2017; Hockings, 2003 ; Hockings <i>et al.</i> , 2006; Powlen <i>et al.</i> , 2021.
área do parque	as UCs maiores tendem a abrigar maior biodiversidade, pois sofrem menos efeitos de borda e de ilha e costumam ter localização mais remota.	Acreman <i>et al.</i> , 2020; Edgar <i>et al.</i> , 2014; Geldmann <i>et al.</i> , 2015; Gill <i>et al.</i> , 2017; Groom <i>et al.</i> , 2006; Newmark, 1986 e 1987; Silva e Santos, 2024.
idade do parque	1- A biodiversidade é maior em UCs mais antigas, devido à recuperação de habitats e populações de espécies ou porque as áreas mais biodiversas foram protegidas primeiro. OU 2- A biodiversidade é menor em UCs mais antigas, pois a maioria delas não tem área suficiente para manter populações mínimas viáveis e os efeitos de borda e de ilha tendem a aumentar.	Edgar <i>et al.</i> , 2014, Geldmann <i>et al.</i> , 2015; Gill <i>et al.</i> , 2017; Newmark, 1986 e 1987; Silva e Santos, 2024.

Elaborado pela Autora.

2.2. Área de estudo

A unidade de análise desta pesquisa foi o PN. Escolhi essa categoria por ser do grupo de proteção integral e de domínio público, com objetivos legais que incluem tanto a conservação da biodiversidade quanto a promoção de atividades de recreação e turismo (Brasil, 2000). Presumi, portanto, que os PNs disponham de melhores condições institucionais para regular e compatibilizar ações voltadas para a proteção ambiental e o uso público. Na análise descritiva, considerei todos os 75 PNs existentes no Brasil em 2024 e na análise inferencial, examinei os 64 parques para os quais havia dados sobre visitação e espécies ameaçadas.

2.3. Coleta de dados

Todos os dados utilizados na pesquisa são abertos e de livre acesso nos sites do ICMBIO e MMA. Os dados utilizados nas análises estatísticas estão disponíveis no **Apêndice 3**.

2.3.1 Visitação

Obtive os dados de visitação na página da Coordenação-Geral de Uso Público do ICMBio (ICMBio, 2024d). Para esta pesquisa, considerei a média anual de visitantes no período de 10 anos (2013 a 2022).

2.3.2 Espécies ameaçadas da fauna

Coletei os dados relacionados ao número de espécies ameaçadas da fauna que ocorrem nos PNs no Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE (ICMBIO, 2024 c), no período entre 03 e 10 de setembro de 2024.

A filtragem por UC no sistema é realizada com base nos registros confirmados de espécies localizados dentro dos *shapes* das unidades. Os dados correspondem à lista oficial brasileira de espécies da fauna ameaçadas de extinção, atualizada em 2023 (MMA, 2023).

A tabela consolidando os dados das espécies ameaçadas por PNs utilizada nesta pesquisa está disponível no [Repositório Institucional da UNB](#). Informações sobre o processo de avaliação do risco de extinção das espécies, coordenado pelo ICMBIO, constam no **Apêndice 1**.

2.3.3 Pesquisas

Obtive os dados referentes ao número de pesquisas realizadas nos PNs por meio do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO (ICMBio, 2024b; ICMBio, 2022). Considero, para cada parque, o total de relatórios de pesquisa submetidos ao sistema no período de 10 anos, entre 2013 e 2022. Pesquisas que envolvam coleta de dados em UCs federais e aquelas que utilizem entrevistas, questionários ou qualquer forma de interação com a equipe da UC devem ser previamente autorizadas pelo ICMBio por meio do SISBIO. Ao final da pesquisa, o pesquisador deve obrigatoriamente enviar ao ICMBio o relatório de pesquisa. O não cumprimento dessa exigência impede o pesquisador de obter novas autorizações até a regularização da pendência.

2.3.4 Área e idade

Obtive os dados referentes às áreas e aos anos de criação dos PNs a partir do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2024) e das páginas institucionais dos próprios parques (ICMBIO, 2024e). Nos casos em que houve divergência entre as fontes quanto à área — informação que pode ser atualizada após o ato de criação — adotei o dado disponibilizado pelo ICMBIO, por refletir informações mais atualizadas e operacionais.

Calculei as idades dos PNs com base no ano de 2023. Assim, o PN da Serra do Teixeira, na Paraíba, criado em 2023, foi considerado com idade igual a zero.

2.3.5 Efetividade de gestão

Acessei os dados relativos ao índice de efetividade de gestão e indicadores do SAMGE a partir do Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão – SAMGE (ICMBIO, 2024, a). Para esta pesquisa, utilizei a média de pontuação dos PNs no período de 5 anos, entre 2018 e 2022. O ICMBIO utiliza o SAMGE anualmente desde 2016 para avaliar e monitorar a efetividade de gestão das UCs federais. O **Apêndice 2** resume as informações sobre o funcionamento do sistema e os critérios utilizados.

O Quadro 2 sintetiza as variáveis, os recortes temporais e as fontes de dados utilizadas na pesquisa.

Quadro 2 – Síntese das variáveis, recortes temporais e fontes de dados utilizadas na pesquisa.

categorias	variáveis e recortes temporais	fontes
biodiversidade	Y (dependente). espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques – EA (número em 2024).	ICMBIO (SALVE).
turismo e recreação	X1 (independente principal). visitantes por ano (número médio em 10 anos, até 2022).	ICMBIO (COEST/CGEUP).
características dos parques	independentes-controle: X2 – pesquisas (número total de relatórios durante 10 anos, até 2022). X3 – índice de efetividade de gestão do SAMGE - IE (número médio durante 5 anos, até 2022). X4 – indicador de resultados do SAMGE – IR (número médio durante 5 anos, até 2022). X5 – indicador de processos do SAMGE - IPC (número médio durante 5 anos, até 2022). X6 – indicador de insumos do SAMGE - II (número médio durante 5 anos, até 2022). X7 - área (ha em 2023). X8 - idade (anos em 2023).	ICMBIO (SISBIO); ICMBIO (SAMGE); MMA (CNUC).
contexto	independente categórica: X9 a X15 – biomas predominantes dos PNs (Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Costeiro-Marinho, Pampa, Pantanal). referência: Mata Atlântica.	MMA (CNUC).

Elaborado pela Autora.

2.4. Análise dos dados

Neste estudo observacional, todas as análises estatísticas foram realizadas no software Jamovi (Jamovi, 2022).

Na análise descritiva, separei as variáveis contínuas pela variável categórica bioma, o teste de normalidade adotado foi o de Shapiro-Wilk e a medida de tendência central foi a mediana, pois as variáveis não apresentaram distribuição normal, com exceção dos escores dos indicadores de efetividade de gestão.

Na análise inferencial, utilizei os testes de comparação de Mann-Whitney, correlação de Spearman e Regressão Linear. E na análise exploratória multivariada, utilizei as técnicas de Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Agrupamento Hierárquico (HCA). Os dados foram transformados em logaritmo natural para a regressão linear e para a PCA. Além disso, na HCA utilizei os componentes principais como variáveis de entrada.

Nesta pesquisa, o teste de regressão foi utilizado em caráter exploratório, sem a intenção de comprovar relações causais, nem elaborar modelos preditivos, mas sim verificar os pesos relativos das variáveis quando analisadas em conjunto. Desse modo, optei por utilizar a regressão linear, por ser mais simples e interpretável do que as alternativas não paramétricas (Chung *et al.*, 2018; De Assis *et al.*, 2023; Zar, 1999).

No teste de Spearman, adotei a classificação de Callegari-Jacques (2003): correlação muito forte ($> 0,90$), forte (0,70–0,89), moderada (0,40–0,69), fraca (0,20–0,39) e muito fraca ($< 0,19$). E no teste de regressão linear múltipla, o fator de inflação de variância – VIF, que verifica a multicolinearidade entre as variáveis, foi de no máximo 5 (Canal Pesquise, 2024; Chung *et al.*, 2018; O'Brien, 2007).

Na PCA, utilizei a rotação “oblimin”, que permite correlação entre os componentes, o que auxiliou na interpretação dos dados (Jolliffe e Cadima, 2016). Além disso, optei por trabalhar com 3 componentes principais ao invés do padrão 2, com base em valores próprios iniciais superiores a 1 (Kaiser, 1974), o que aumentou a variância acumulada explicada pelo modelo. As variáveis com pesos inferiores a 0,3 foram suprimidas dos componentes.

Em relação à verificação de atendimento ao pressuposto da PCA, para analisar a existência de compartilhamento de variância suficiente entre as variáveis para justificar a extração de componentes, utilizei os testes de Bartlett (Bartlett, 1950) e KMO (Kaiser, 1974), ambos *defaults* no Jamovi. Os valores de referência adotados para o teste KMO

foram baseados em Kaiser (1974): Muito boa adequação (0,8 a 1,0), boa (0,7 a 0,8), mediana (0,6 a 0,7), fraca (0,5 a 0,6), inadequada (< 0,5).

Na HCA, a medida de distância utilizada foi a euclidiana e o método de agrupamento (*clustering*) Ward.D2. Ambos são *default* no Jamovi e os mais utilizados quando as variáveis são contínuas e padronizadas, como no caso dos componentes (Hair *et al.*, 2019). Além disso, optei por trabalhar com 3 *clusters*, visando manter o padrão analítico da PCA (3 dimensões de análise).

Um resumo das técnicas estatísticas utilizadas nesta pesquisa consta no **Apêndice 4**.

2.5. Limitações

Os dados de visitação podem estar subestimados em razão de limitações no monitoramento, uma vez que os PN^s adotam diferentes métodos de contagem de visitantes, de acordo com as suas características e capacidades operacionais. Os procedimentos de monitoramento da visitação incluem o controle de vendas de ingressos, a contagem de visitantes nos portões de entrada, o registro em livros de assinaturas, os agendamentos prévios e as informações fornecidas por empresas de turismo, entre outros. Cada PN pode adotar um ou mais procedimentos, em conformidade com a Instrução Normativa ICMBio nº 05/2018 (Garda *et al.*, 2020; ICMBio, 2018b; Souza e Simões, 2018).

Os dados sobre pesquisas também podem estar subestimados, já que alguns pesquisadores não enviam os relatórios ao ICMBio ou sequer solicitam autorização para realizar estudos, sobretudo em parques mais remotos ou com equipes reduzidas.

Além disso, os dados referentes à efetividade de gestão das UCs podem apresentar algum grau de subjetividade, por serem qualitativos. No entanto, essas avaliações fornecem insumos relevantes, especialmente em situações operacionais complexas, pois refletem percepções de atores experientes e diretamente envolvidos nos processos (Hockings, 2003).

Quanto aos dados sobre espécies ameaçadas da fauna que ocorrem nos PN^s, é esperado que os registros estejam subestimados e concentrados nos parques mais antigos e localizados em regiões mais próximas aos centros urbanos, que possuem maior acesso à pesquisa científica.

Além disso, a ocorrência de espécies ameaçadas é um indicador incompleto de conservação da biodiversidade, devendo ser utilizado com cautela e sempre em conjunto com outros indicadores ecológicos (Noss, 1990; Reid *et al.*, 1993, Troudet *et al.*, 2017).

Ciente dessas limitações, o objetivo deste estudo não foi estabelecer relações causais, mas identificar associações predominantes que possam subsidiar investigações futuras sobre o papel do turismo na conservação, considerando todo o sistema de PNs brasileiros, de forma generalista.

3. PANORAMA DOS PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS

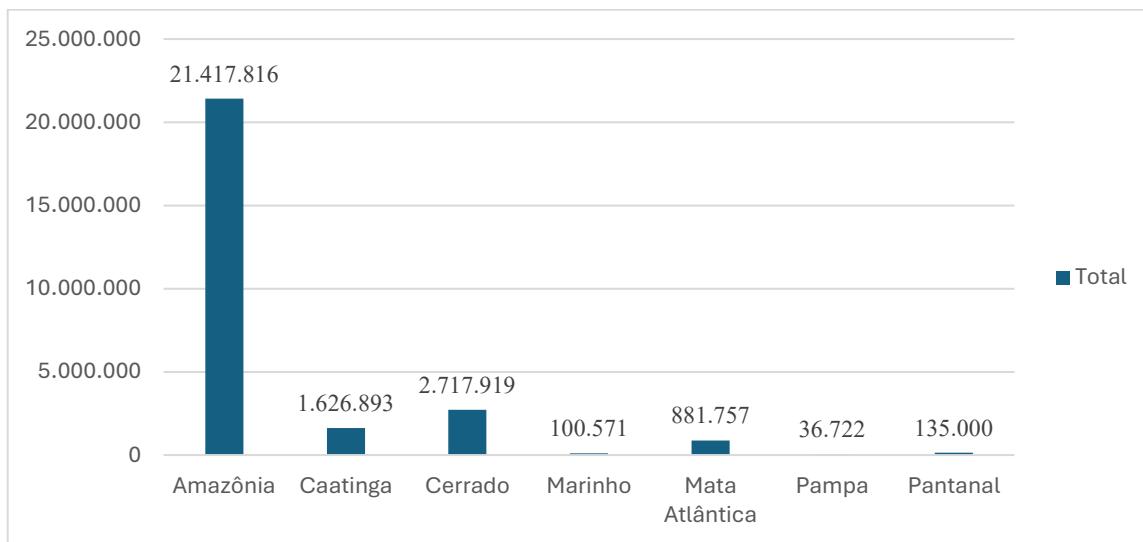
3.1. Resultados da análise descritiva

A análise descritiva é uma etapa da estatística que tem como objetivo resumir, organizar e apresentar os dados pertinentes de forma objetiva, sem a pretensão de tirar conclusões. Ela é importante para a compreensão inicial dos dados: como estão distribuídos, qual a tendência central, qual a variabilidade, se há valores ausentes ou extremos. Serve também para verificar pressupostos (como a normalidade de dados) para orientar futuras análises inferenciais, escolhendo os testes estatísticos mais adequados (Canal Pesquise, 2024).

3.1.1. Áreas dos parques nacionais brasileiros

A área total dos PNs continentais no Brasil (26.816.107 ha) representa aproximadamente **3%** da extensão territorial continental brasileira (850.937.957 ha). Quanto à área total dos PNs marinhos brasileiros (100.571 ha), ela representa apenas **0,02 %** da área total marinha brasileira (570.000.000 ha), conforme IBGE (2024, a, b). A análise da distribuição da área total protegida por PNs no Brasil, por bioma, indica uma predominância expressiva do bioma Amazônia, que concentra 79,6% da extensão territorial dos PNs brasileiros. As áreas restantes ocupadas por PNs distribuem-se pelos biomas Cerrado (10,1%), Caatinga (6,04%), Mata Atlântica (3,3%), Pantanal (0,5%), Costeiro-Marinho (0,37%) e Pampa (0,14%), conforme ilustrado na Figura 2.

Figura 2—Área total (ha) dos parques nacionais brasileiros, por bioma (2023).



Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (e).

Com relação à quantidade de PNs, dos 75, mais da metade deles se concentra na Mata Atlântica ($n = 25$) e na Amazônia ($n = 21$). Em seguida, destacam-se o Cerrado ($n = 14$) e a Caatinga ($n = 10$). Apesar de apresentar o maior número de PNs, a Mata Atlântica, bioma mais densamente povoado do país e com os maiores índices de visitação, abriga, em sua maioria, parques de pequena extensão territorial. O menor PN do Brasil é o PN Marinho das Ilhas dos Currais, localizado no Paraná, com 1.359 ha e uma média anual de 36 visitantes (de 2013 a 2022). O segundo menor parque em área, o PN da Tijuca (3.953 ha), situado no Rio de Janeiro, é o mais visitado do país, com média anual próxima de 3 milhões de visitantes. Por outro lado, o maior PN brasileiro encontra-se na Amazônia: o PN Montanhas do Tumucumaque, que abrange quase 4 milhões de ha, mas registra uma visitação média anual de apenas 42 pessoas. As Figuras 3, 4 e 5 apresentam a distribuição das áreas dos PNs por bioma.

Figura 3 – Mapa da localização dos parques nacionais brasileiros (CNUC).



Fonte: MMA, 2024.

Figura – 4 Estatística descritiva das áreas (ha) dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2023, (Jamovi).

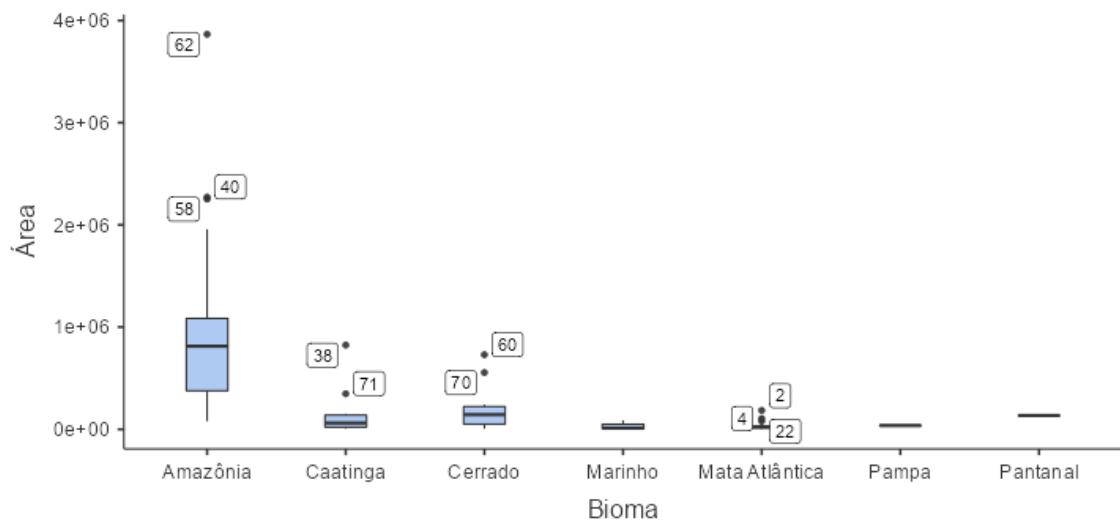
Estatística Descritiva

Área	Bioma	N	Omissos	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
Amazônia	Amazônia	21	0	812752	708083	79086	3.87e+6	0.819	0.001
Caatinga	Caatinga	10	0	61695	118241	6288	823854	0.657	< .001
Cerrado	Cerrado	14	0	143500	171449	6221	729774	0.774	0.002
Marinho	Marinho	3	0	11270	43292	1359	87942	0.835	0.200
Mata Atlântica	Mata Atlântica	25	0	21400	16931	3953	185263	0.655	< .001
Pampa	Pampa	1	0	36722	0	36722	36722	NaN	NaN
Pantanal	Pantanal	1	0	135000	0	135000	135000	NaN	NaN

Nota: Valores de *p* inferiores a 0,05 indicam que os dados não seguem distribuição normal.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 5 – Boxplot representando a distribuição das áreas dos parques nacionais brasileiros por bioma em 2023 (Jamovi)*.



(*) Os pontos representam os valores extremos ou *outliers* e os números representam as linhas na planilha (ou identificação dos PN). Os limites inferiores e superiores das caixas correspondem aos primeiros e aos terceiros quartis (os percentis 25 e 75) e as barras dentro das caixas indicam as medianas. As linhas de dispersão ou *whiskers* representam valores dentro de 1,5 vez as amplitudes interquartis (AIQs) ou distâncias entre os limites inferiores e superiores das caixas (Zar, 1999).

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Identificação dos parques *outliers* na Figura 5:

- Na Amazônia: Montanhas de Tumucumaque – 62 (3.865.188 ha), Jaú - 40 (2.272.000), Pico da Neblina – 58 (2.252.616).
- Na Caatinga: Serra das Confusões – 38 (823.854), Boqueirão da Onça – 71 (347.557).
- No Cerrado: Nascentes do Rio Parnaíba - 60 (729.774), Araguaia - 70 (555.524).
- Na Mata Atlântica: Iguacu - 2 (185.262), Serra da Bocaina – 4 (106.000), Ilha Grande – 22 (78.875).

A análise descritiva e o boxplot revelam grande variação nas áreas dos PN situados nos diferentes biomas brasileiros. A Amazônia se destaca com os maiores valores de mediana (812.752 ha) e amplitude interquartil - AIQ (708.083 ha), além de apresentar o maior valor máximo (3.870.000 ha). Essa forte variabilidade é evidenciada também pelos *outliers*, que indicam a presença de parques de tamanhos excepcionalmente grandes.

Nos biomas Caatinga e Cerrado, as medianas de área dos PNs são consideravelmente menores (61.695 ha e 143.500 ha, respectivamente), assim como as AIQs, sugerindo maior homogeneidade relativa no tamanho das unidades. Ainda assim, ambos os biomas apresentam *outliers*, refletindo a existência de áreas com tamanhos significativamente distintos da maioria.

A Mata Atlântica, apesar de abrigar o maior número de unidades (n=25), apresenta a menor mediana de área entre os biomas com múltiplos parques (21.400 ha) e uma distribuição bastante assimétrica, com concentração de áreas pequenas e poucos valores elevados (*outliers*).

Os biomas Costeiro-Marinho, Pampa e Pantanal apresentam populações pequenas (n ≤ 3), o que limita a análise estatística. Ainda assim, nota-se que o parque do Pantanal (PN Pantanal Matogrossense) tem uma área relativamente grande (135.000 ha), enquanto o único parque do Pampa (PN Lagoa do Peixe) é consideravelmente menor (36.722 ha). Os parques marinhos variam de 1.359 ha (PN Ilha dos Currais), 11.270 ha (PN Fernando de Noronha), a 87.942 ha (PN Abrolhos).

Os valores do teste de normalidade Shapiro-Wilk indicam que na maioria dos biomas a distribuição das áreas não segue uma distribuição normal ($p < 0,05$), reforçando a necessidade de abordagens estatísticas não-paramétricas para fazer análises comparativas.

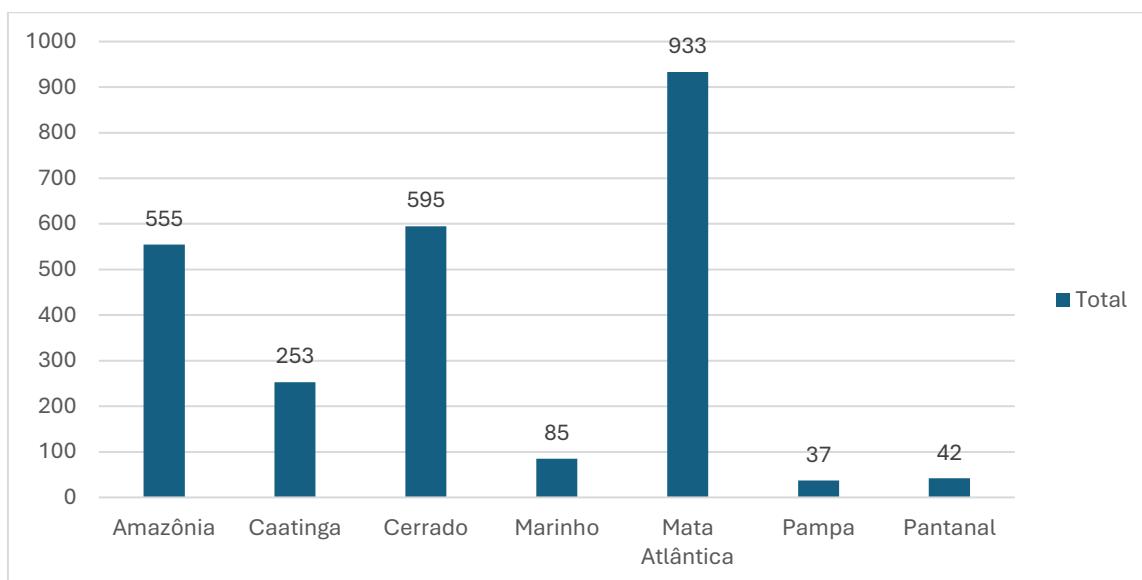
Em síntese, a expressiva concentração de grandes parques na Amazônia contrasta com a grande concentração de pequenos parques na Mata Atlântica, aliado à inexpressiva representação de parques em biomas altamente ameaçados, como o Costeiro-Marinho, o Pampa e o Pantanal, sugerindo a necessidade de avanços na representatividade ecológica do SNUC.

3.1.2. Idades dos parques nacionais brasileiros

Os primeiros PNs brasileiros foram criados na década de 1930, todos localizados no bioma Mata Atlântica, destacando-se o PN do Itatiaia (86 anos em 2023), o PN do Iguaçu e o PN da Serra dos Órgãos (ambos com 84 anos). Na década de 1950, iniciaram-se as criações nos biomas Caatinga e Cerrado, com destaque para os parques de Ubajara e Araguaia, ambos com 64 anos. A criação do primeiro parque na Amazônia ocorreu na década de 1970, com o PN da Amazônia (49 anos). Já na década de 1980 foram instituídos o único PN do bioma Pantanal — o PN do Pantanal Matogrossense (42

anos) —, o primeiro dos três parques marinhos — o PN Marinho dos Abrolhos (40 anos) — e o único PN do bioma Pampa — o PN da Lagoa do Peixe (37 anos). Os PNs mais antigos estão concentrados, portanto, nos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia, conforme ilustrado na Figura 6.

Figura 6 – Tempo acumulado de existência (anos) dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023.



Fonte: MMA, 2024.

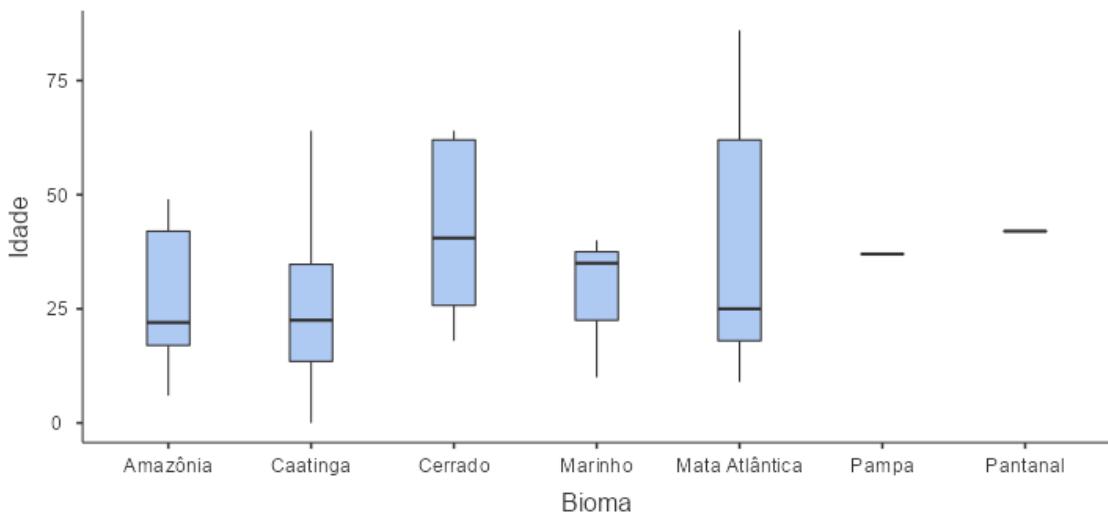
As Figuras 7 e 8 mostram a distribuição das idades dos PNs nos diferentes biomas.

Figura 7 – Estatística descritiva das idades (anos) dos parques nacionais brasileiros por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2023 (Jamovi).

Estatística Descritiva							Shapiro-Wilk		
	Bioma	N	Omissos	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo	W	p
Idade	Amazônia	21	0	22	25.0	6	49	0.905	0.043
	Caatinga	10	0	22.5	21.3	0	64	0.947	0.637
	Cerrado	14	0	40.5	36.3	18	64	0.864	0.035
	Marinho	3	0	35	15.0	10	40	0.871	0.298
	Mata Atlântica	25	0	25	44.0	9	86	0.851	0.002
	Pampa	1	0	37	0.0	37	37	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	42	0.0	42	42	NaN	NaN

Fonte: MMA, 2024; Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 8 – Boxplot representando a distribuição das idades dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (Jamovi).



Fonte: MMA, 2024; Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

A distribuição das idades dos PNs brasileiros por bioma apresenta variações relevantes, como evidenciado nas Figuras 6 e 7. A mediana das idades varia de 22 anos (Amazônia) a 42 anos (Pantanal), com destaque para os biomas Cerrado (40,5 anos) e Mata Atlântica (25 anos), os quais também apresentam ampla variabilidade, com AIQ de 36,3 e 44, respectivamente.

O bioma Amazônia tem uma distribuição levemente assimétrica, com concentração de valores abaixo dos 25 anos, em consonância com a mediana de 22 anos e AIQ de 25 anos. A Caatinga exibe padrão semelhante, com uma mediana de 22,5 anos e maior incidência de parques com idades mais recentes, incluindo uma unidade que foi considerada com idade igual a zero, o PN Serra do Teixeira na Paraíba, criado em 2023. No Cerrado, a mediana é mais elevada (40,5 anos) e há uma ampla dispersão entre os valores (AIQ=36,3). Essa variabilidade é visualmente confirmada na Figura 7, que revela uma faixa de idades que varia de 18 a 64 anos.

O bioma Mata Atlântica apresenta a maior amplitude total de idades, com mínimo de 9 anos (PN Serra do Gandarela; PN Guaricana) e máximo de 86 anos (PN Itatiaia), indicando a coexistência de parques antigos e novos. Essa amplitude expressiva, evidenciada por um AIQ de 44 anos, reforça a não normalidade dos dados detectada pelo teste de Shapiro-Wilk ($p = 0,002$).

No sistema Costeiro-Marinho, a mediana de idade é de 35 anos, com um AIQ de 15 anos, e os valores mínimos e máximos variam de 10 a 40 anos.

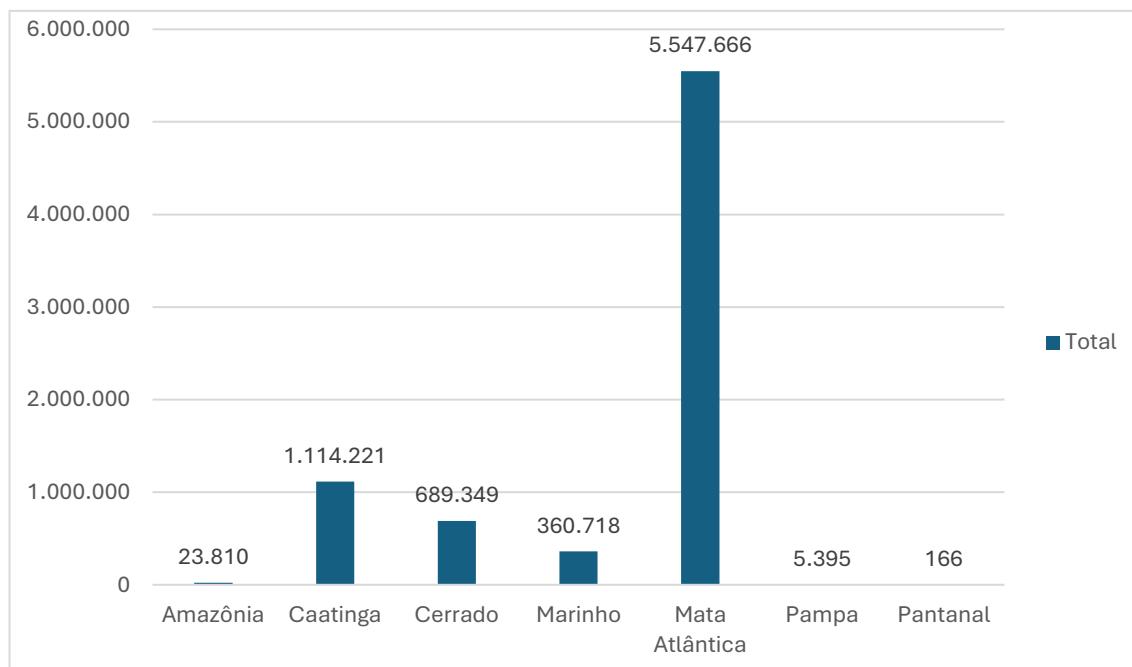
Por fim, os biomas Pampa e Pantanal, por estarem representados por apenas por um parque cada, são representados na Figura 8 por linhas horizontais, sem formação de caixas ou linhas de dispersão.

Em conjunto, os dados realçam a existência de diferenças substanciais na distribuição da idade dos parques entre os biomas e dentro de cada bioma, com destaque para a maior heterogeneidade observada na Mata Atlântica e no Cerrado. É importante considerar essas características em análises comparativas e na formulação de políticas públicas específicas para a gestão das unidades em cada bioma.

3.1.3. Níveis de visitação dos parques nacionais brasileiros

A visitação nos PNs no Brasil é fortemente concentrada no bioma Mata Atlântica. Ela é quase 5 vezes maior que a visitação aos PNs do segundo bioma mais visitado, a Caatinga, conforme mostra a Figura 9.

Figura 9— Visitação anual média dos parques nacionais brasileiros, por bioma (2013-2022).



Fonte: ICMBIO, 2024 (d).

O bioma Mata Atlântica, que corresponde a aproximadamente 13% do território brasileiro, é o que apresenta a maior densidade demográfica do país, abrigando mais da metade da população nacional. Essa concentração populacional está relacionada ao histórico de ocupação e urbanização iniciado a partir do litoral (IBGE, 2024, a).

Em todos os biomas, a visitação aos PNs apresenta forte concentração em poucas unidades, geralmente restrita a até três parques por bioma. Na Mata Atlântica, os PNs da Tijuca (2.709.998 visitantes anuais) e do Iguaçu (1.476.437) respondem juntos por aproximadamente 75% da visitação total registrada nos PNs desse bioma. Na Caatinga, o PN de Jericoacoara concentra, sozinho, 86% da visitação anual (965.217). No Cerrado, os PNs de Brasília (201.535), Chapada dos Guimarães (136.495) e Lençóis Maranhenses (130.513) somam cerca de 70% da visitação nos PNs do bioma. Na Amazônia, o PN de Anavilhas concentra 61% da visitação registrada nos parques do bioma (14.450 visitantes anuais). No sistema Costeiro-Marinho, a concentração é ainda mais acentuada: o PN Marinho de Fernando de Noronha, com 354.311 visitantes por ano, responde por 98% da visitação total dos PNs marinhos. As Figuras 10 e 11 apresentam a distribuição da visitação média anual aos PNs brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022.

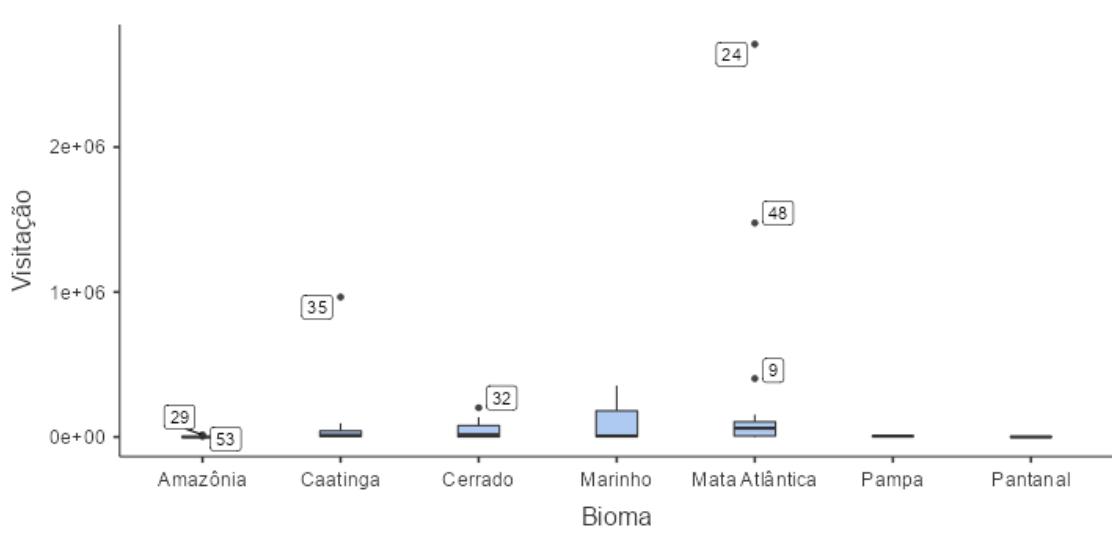
Figura 10 - Estatística descritiva dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Omissos	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
Visitação	Amazônia	16	5	120	1025	18.5	14450	0.457	< .001
	Caatinga	8	2	11628	37668	291.7	965217	0.484	< .001
	Cerrado	13	1	15132	77911	65.3	201535	0.810	0.009
	Marinho	3	0	6371	177138	36.0	354311	0.763	0.030
	Mata Atlântica	23	2	60186	98086	100.0	2.71e+6	0.424	< .001
	Pampa	1	0	5395	0	5395.3	5395	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	166	0	165.5	166	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (d); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 11 –Boxplot representando a distribuição dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).



Fonte: ICMBIO (2024 d); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Identificação dos parques *outliers* na Figura 11:

- Na Amazônia: Anavilhanas - 29 (14.450 visitantes por ano), Monte Roraima - 53 (3.225).
- Na Caatinga: Jericoacoara – 35 (965.217).
- No Cerrado: Brasília – 32 (201.535).
- Na Mata Atlântica: Tijuca - 24 (2.709.998), Iguaçu – 48 (1.476.437) e Serra da Bocaina – 9 (402.760).

O bioma Mata Atlântica se destaca com a maior mediana de visitação (60.186 visitantes por ano), além de apresentar o maior valor máximo observado, indicando a presença de parques com expressiva demanda turística. O Cerrado (15.132) e a Caatinga (11.628) seguem com medianas intermediárias, enquanto a Amazônia apresenta valores significativamente mais baixos (mediana de 120 visitantes). O sistema Costeiro-Marinho, embora com apenas três unidades, apresenta elevada variabilidade (AIQ 177.138), refletindo a atratividade heterogênea de seus parques.

A Figura 11 evidencia a forte assimetria e a presença de valores extremos nos biomas mais visitados, especialmente na Mata Atlântica. A presença de *outliers* positivos indica unidades com visitação excepcionalmente elevada.

Descartando os parques *outliers*, é possível visualizar melhor a distribuição dos níveis de visitação da maioria dos PNs brasileiros, conforme mostram as Figuras 12 e 13.

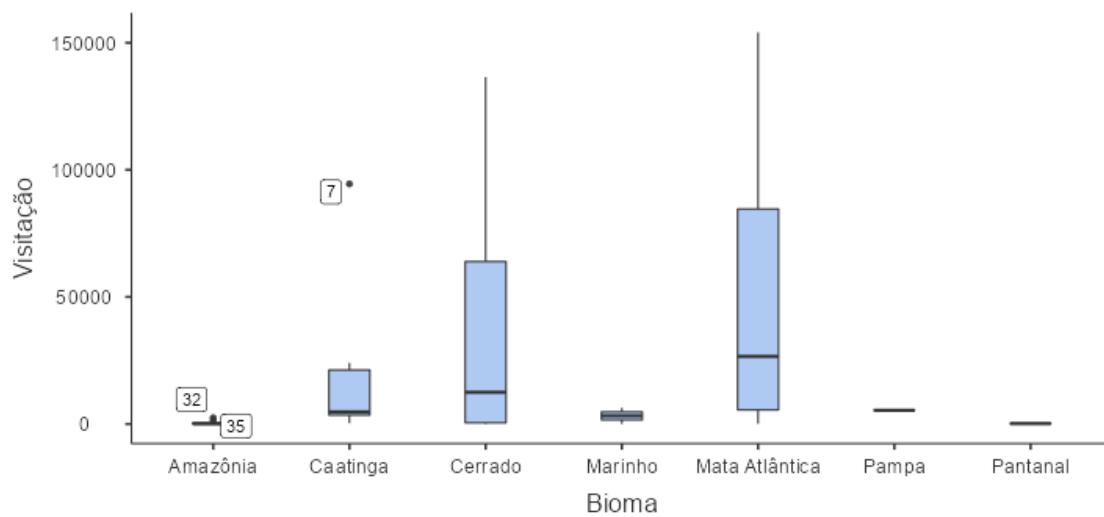
Figura 12 – Estatística descritiva dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Omissos	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
Visitação	Amazônia	14	0	86.6	381	18.5	2460	0.643	< .001
	Caatinga	7	0	4776.6	17774	291.7	94449	0.672	0.002
	Cerrado	12	0	12486.0	63429	65.3	136495	0.787	0.007
	Marinho	2	0	3203.4	3167	36.0	6371	NaN	NaN
	Mata Atlântica	20	0	26590.1	79069	100.0	154050	0.861	0.008
	Pampa	1	0	5395.3	0	5395.3	5395	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	165.5	0	165.5	166	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO (2024 d); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 13– Boxplot representando a distribuição dos níveis de visitação anual dos parques nacionais brasileiros, excluídos os parques ouliers, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).



Fonte: ICMBIO (2024 d); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Nesta análise, aparecem como novos *outliers* os PNs Jaú – 32 (2.460 visitantes anuais), Amazônia - 35 (1.366) e Ubajara -7 (94.448).

O bioma Mata Atlântica continua apresentando os maiores níveis de visitação, com mediana de 26.590 visitantes por ano. No entanto, o Cerrado (com mediana de 12.486) passa a se destacar em relação à Caatinga (mediana de 4.777, excluindo o PN Jericoacoara). O bioma Amazônia continua com a menor mediana de visitação (87). O sistema Costeiro-Marinho, retirando o PN Fernando de Noronha, passa a ter mediana de 3.203, se aproximando da Caatinga, com menor variabilidade.

A Mata Atlântica e o Cerrado passam a concentrar tanto os maiores valores absolutos quanto a maior variação entre seus parques. A Caatinga apresenta uma distribuição mais concentrada, com um único ponto fora da faixa interquartil (PN Ubajara), enquanto os biomas Costeiro-Marinho, Pampa e Pantanal revelam padrões mais homogêneos, porém com baixos níveis de visitação e amostragens limitadas. A Amazônia continua a ter os menores valores de visitação mesmo sem os valores extremos, reforçando seu papel atual como bioma menos integrado ao turismo.

Em síntese, a exclusão de *outliers* possibilitou uma visualização mais equilibrada das distribuições de visitação, evidenciando disparidades regionais marcantes.

A título de ilustração, os Quadros 3 e 4 mostram os níveis de visitação anual média de todos os PNs brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022.

Quadro 3 – Parques nacionais brasileiros sem registro de visitação (2013-2022), com respectivas idades e áreas, por bioma.

bioma	parques nacionais	idade (anos)	área (ha)
Amazônia	Acari	7	896.410
	Jamanxim	17	862.895
	Nascentes do Lago Jari	15	812.752
	Rio Novo	17	538.151
	Serra do Pardo	18	445.413
Caatinga	Boqueirão da Onça	5	347.557
	Serra do Teixeira	0	61.095
Cerrado	Araguaia	64	555.524
Mata Atlântica	Guaricana	9	49.286
	Serra das Lontras	13	11.343

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (d, e).

Quadro 4 – Níveis de visitação anual média dos parques nacionais brasileiros (2013-2022), por bioma, em ordem decrescente.

biomas	parques nacionais
Amazônia	Anavilhanas (14.450), Monte Roraima (3.225), Jaú (2.460), Amazônia (1.367), Viruá (1.000), Serra do Divisor (543), Pacaás Novos (150), Serra da Cutia (138), Campos Amazônicos (101), Mapinguari (72), Pico da Neblina (71), Juruena (68), Serra da Mocidade (62), Montanhas do Tumucumaque (42), Campos Ferruginosos (41), Cabo Orange (19).
Caatinga	Jericoacoara (965.217), Ubajara (94.449), Chapada Diamantina (24.038), Serra da Capivara (18.480), Catimbau (4.777), Cavernas do Peruaçu (4.460), Serra das Confusões (2.510), Furna Feia (292).
Cerrado	Brasília (201.535), Chapada dos Guimarães (136.495), Lençóis Maranhenses (130.513), Serra da Canastra (78.402), Chapada dos Veadeiros (59.073), Serra do Cipó (55.505), Sete Cidades (15.132), Chapada das Mesas (9.840), Emas (1.747), Grande Sertão Veredas (491), Serra da Bodoquena (431), Sempre-Vivas (119), Serra da Canastra (65).
Costeiro-Marinho	Fernando de Noronha (354.311), Abrolhos (6.371), Ilhas dos Currais (36).
Mata Atlântica	Tijuca (2.709.998), Iguacu (1.476.437), Serra da Bocaina (402.760), Serra dos Órgãos (154.050), Itatiaia (112.545), Monte Pascoal (101.549), Aparados da Serra (107.961), São Joaquim (90.312), Serra Geral (82.696), Restinga de Jurubatiba (80.803), Campos Gerais (73.049), Caparaó (60.186), Ilha Grande (27.399), Serra do Gandarela (25.781), Superagui (12.711), Serra de Itabaiana (11.335), Saint-Hilaire/Lange (6.554), Serra de Itajaí (6.783), Boa Nova (2.463), Pau Brasil (1.432), Araucárias (424), Descobrimento (338), Alto Cariri (100).
Pampa	Lagoa do Peixe (5.395).
Pantanal	Pantanal Matogrossense (166).

Fonte: ICMBIO, 2024 (d).

Em resumo, em todos os biomas, mais de 60 % da visitação anual dos PNs está concentrada em até 3 parques. Os resultados reforçam a Mata Atlântica, o Cerrado e a Caatinga como principais destinos turísticos entre os PNs, ao passo que a Amazônia, apesar do elevado valor ecológico do seus PNs, permanece subaproveitada em termos de visitação pública. Tais achados ressaltam a importância de estratégias diferenciadas de gestão do turismo em PNs, considerando as especificidades de cada bioma.

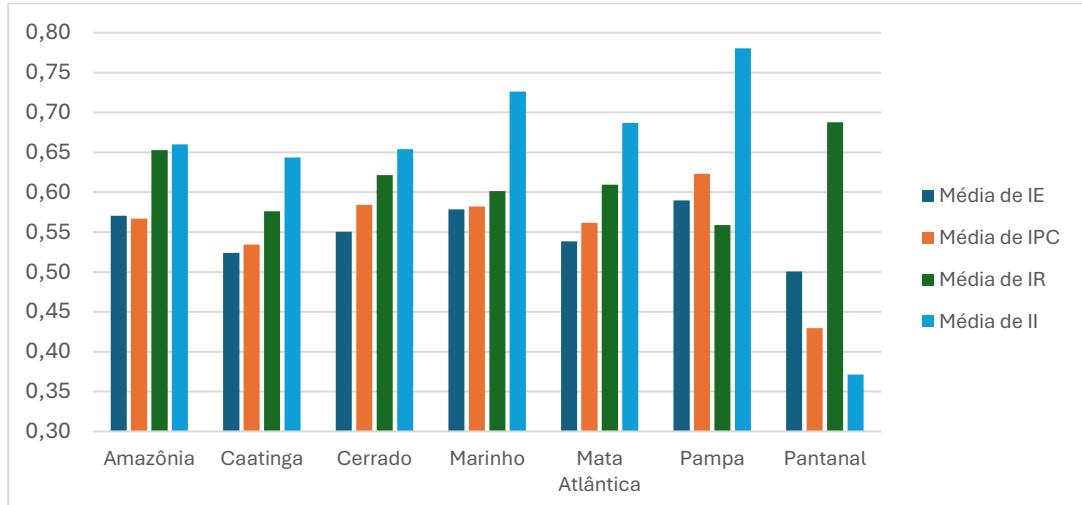
3.1.4. Níveis de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros

Os valores médios do **índice de efetividade** de gestão (IE) do SAMGE dos PNs no período de 2018 a 2022 variam de um mínimo de 0,370 na Mata Atlântica (PN Alto Cariri) a um máximo de 0,684 na Amazônia (PN Serra da Cutia). A média geral é de 0,55, o que representa uma efetividade de gestão moderada.

No **indicador de processos** (IPC), que avalia o quanto alinhadas e consolidadas estão as ações de manejo dos parques, as pontuações variam de um mínimo de 0,398 na Caatinga (PN Serra das Confusões) a um máximo de 0,741 no Cerrado (PN Chapada dos Guimarães). A média geral é de 0,56. O **indicador de resultados** (IR), que avalia a situação dos recursos naturais e valores dos parques, registra um mínimo de 0,103 (PN Rio Novo) a um máximo de 0,844 (PN Montanhas do Tumucumaque), ambos na Amazônia. A média geral é de 0,62. Por fim, os valores do **indicador de insumos** (II), que avalia a situação de recursos financeiros, de pessoal, capacidade técnica e equipamentos para a execução das ações de manejo, variam de um mínimo de 0,250 na Amazônia (PN Campos Ferruginosos) a um máximo de 0,900 no sistema Costeiro-Marinho (PN Abrolhos), com média geral de 0,67.

As Figuras 14 a 18 mostram a distribuição das médias do índice e dos indicadores de gestão dos parques nacionais brasileiros no SAMGE, por bioma.

Figura 14 – Valores médios do índice e dos indicadores de gestão dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, no período de 2018 a 2022*.



*IE: índice de efetividade de gestão, IR: indicador de resultados, II: indicador de insumos, IPC: indicador de processos do SAMGE.

Fonte: ICMBIO, 2024 (a).

Figura 15 – Estatística descritiva do índice de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Omissos	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
IE	Amazônia	21	0	0.570	0.0718	0.413	0.684	0.965	0.617
	Caatinga	9	1	0.524	0.0755	0.432	0.646	0.941	0.595
	Cerrado	14	0	0.551	0.0684	0.445	0.681	0.968	0.855
	Marinho	3	0	0.578	0.1141	0.447	0.648	0.781	0.070
	Mata Atlântica	25	0	0.538	0.0576	0.370	0.634	0.953	0.292
	Pampa	1	0	0.590	NaN	0.590	0.590	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	0.501	NaN	0.501	0.501	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (a); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 16 – Estatística descritiva do indicador de processos dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Omissos	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
IPC	Amazônia	21	0	0.567	0.0609	0.461	0.722	0.967	0.676
	Caatinga	9	1	0.535	0.0853	0.398	0.647	0.938	0.564
	Cerrado	14	0	0.584	0.0685	0.457	0.741	0.966	0.813
	Marinho	3	0	0.582	0.0512	0.523	0.614	0.789	0.087
	Mata Atlântica	25	0	0.562	0.0682	0.403	0.728	0.948	0.227
	Pampa	1	0	0.623	NaN	0.623	0.623	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	0.430	NaN	0.430	0.430	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (a); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 17 – Estatística descritiva do indicador de resultados dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Omissos	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
								W	p
IR	Amazônia	21	0	0.653	0.179	0.103	0.844	0.787	<.001
	Caatinga	9	1	0.576	0.123	0.418	0.779	0.957	0.762
	Cerrado	14	0	0.621	0.102	0.451	0.836	0.977	0.950
	Marinho	3	0	0.601	0.151	0.466	0.764	0.976	0.702
	Mata Atlântica	25	0	0.609	0.106	0.383	0.782	0.967	0.573
	Pampa	1	0	0.559	NaN	0.559	0.559	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	0.688	NaN	0.688	0.688	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (a); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 18– Estatística descritiva do indicador de insumos dos parques nacionais brasileiros (SAMGE), por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2018 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva								Shapiro-Wilk	
	Bioma	N	Omissos	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	W	p
II	Amazônia	21	0	0,660	0,1601	0,250	0,861	0,913	0,062
	Caatinga	9	1	0,643	0,1490	0,400	0,866	0,972	0,915
	Cerrado	14	0	0,654	0,1492	0,326	0,854	0,935	0,353
	Marinho	3	0	0,726	0,1723	0,556	0,900	1,000	0,958
	Mata Atlântica	25	0	0,687	0,0932	0,519	0,865	0,974	0,755
	Pampa	1	0	0,780	NaN	0,780	0,780	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	0,372	NaN	0,372	0,372	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (a); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

No período avaliado, os valores do **IE** apresentam variação entre os biomas. Eles são mais homogêneos na Mata Atlântica e mais díspares no sistema Costeiro-Marinho. A normalidade dos dados é, em geral, atendida nos biomas com maior número de observações.

Os valores do **IPC** apresentam desempenho relativamente equilibrado entre os principais biomas brasileiros. Os menores desvios-padrão estão na Amazônia e no sistema Costeiro-Marinho, enquanto na Caatinga a variabilidade é maior.

Quanto ao **IR**, há diferenças significativas no desempenho dos PNs nos diferentes biomas. O bioma Amazônia apresenta o maior valor médio (0,653) e a maior dispersão (desvio-padrão = 0,179), com variação dos resultados entre 0,103 e 0,844. Isso indica a existência de grande heterogeneidade entre os PN amazônicos. A Mata Atlântica, por sua vez, apresenta média de IR de 0,609 e o menor desvio-padrão entre os biomas com amostras representativas (0,106), indicando maior consistência nos resultados obtidos pelas unidades avaliadas ($n = 25$).

O bioma Cerrado apresenta média elevada de IR (0,621) e menor desvio-padrão (0,102), sugerindo desempenho mais homogêneo entre as unidades. O bioma Caatinga, com média de 0,576 e desvio-padrão de 0,123, apresenta desempenho inferior aos demais, com variação entre 0,418 e 0,779, o que denota desigualdade no atingimento dos objetivos dos parques do bioma.

Os dados mostram também variações consideráveis entre os biomas no **II** dos PN. O sistema Costeiro-Marinho apresentou o maior valor médio entre os biomas com

mais de uma unidade avaliada (média = 0,726), embora com desvio-padrão elevado (0,1723).

Em seguida, destacam-se os biomas Mata Atlântica (0,687) e Amazônia (0,660). A Mata Atlântica apresentou o menor desvio-padrão (0,0932), indicando maior uniformidade no nível de insumos disponíveis entre suas unidades. Os biomas Cerrado (0,654) e Caatinga (0,643) também apresentam médias relativamente elevadas, com desvios-padrão semelhantes ($\approx 0,149$), o que sugere certa estabilidade, mas com alguma variação interna entre os parques.

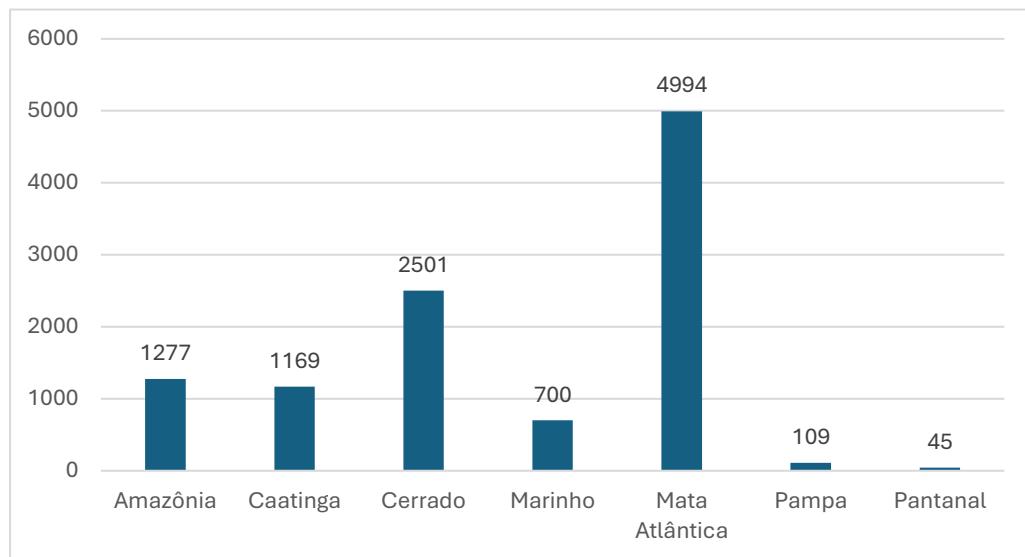
Por outro lado, os biomas Pampa e Pantanal apresentam o maior (0,780) e o menor (0,372) II, respectivamente, com a ressalva que ambos só têm uma unidade amostral.

Compreender a distribuição dos valores do índice e dos indicadores de gestão do SAMGE dos PNs entre os biomas é importante para a formulação de políticas públicas mais equitativas e eficazes, que garantam suporte adequado aos PNs em seus diferentes contextos ecológicos e territoriais.

3.1.5. Pesquisas realizadas nos parques nacionais brasileiros

As pesquisas realizadas em PNs estão fortemente concentradas no bioma Mata Atlântica. De um total de 10.795 relatórios de pesquisa apresentados no período, 46% são de parques da Mata Atlântica, 23% do Cerrado, 12% da Amazônia, 11 % da Caatinga, 6% do Marinho, 1% do Pampa e 0,4% do Pantanal, conforme mostram os dados reunidos na Figura 19.

Figura 19 – Número de pesquisas realizadas (total acumulado) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022.



Fonte: ICMBIO, 2024 (b).

As Figuras 20 e 21 mostram a distribuição do número de pesquisas realizadas nos PNs no período de 2013 a 2022, por bioma.

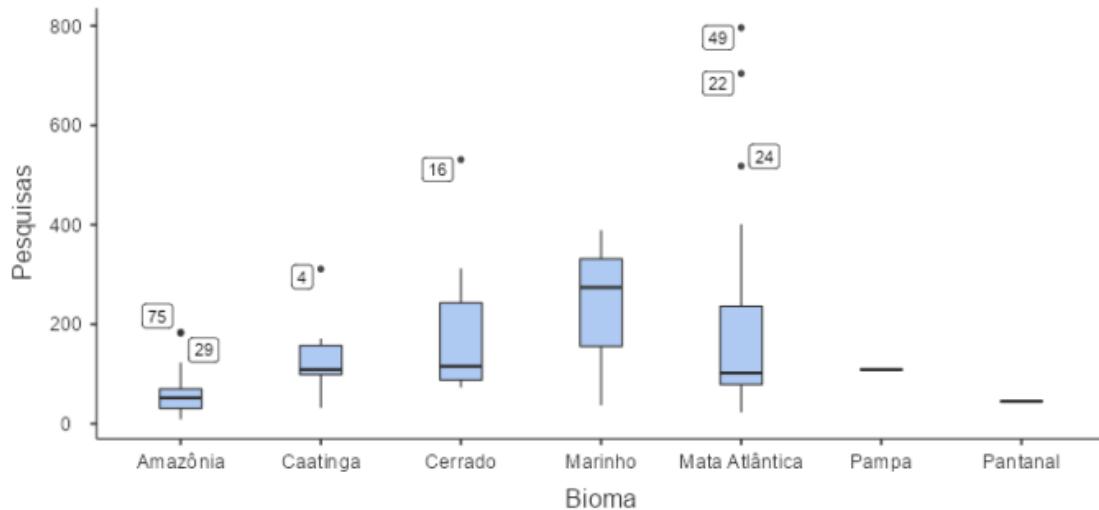
Figura 20 – Estatística descritiva dos números de pesquisas realizadas (total acumulado) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).

Estatística Descritiva

	Bioma	N	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
							W	p
Pesquisas	Amazônia	21	52	39.0	9	184	0.808	< .001
	Caatinga	9	109	58.0	32	311	0.871	0.125
	Cerrado	14	116	155.0	73	531	0.791	0.004
	Marinho	3	274	176.0	37	389	0.961	0.623
	Mata Atlântica	25	102	157.0	23	796	0.744	< .001
	Pampa	1	109	0.0	109	109	NaN	NaN
	Pantanal	1	45	0.0	45	45	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (b); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 21 – Boxplot representando a distribuição do número de pesquisas realizadas nos parques nacionais brasileiros, por bioma, no período de 2013 a 2022 (Jamovi).



Fonte: ICMBIO, 2024 (b); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Identificação dos parques *outliers* na Figura 21:

- Amazônia: Viruá – 75 (184 relatórios de pesquisa), Anavilhanas – 29 (182).
- Caatinga: Chapada Diamantina – 4 (311).
- Cerrado: Serra do Cipó - 16 (531).
- Mata Atlântica: Itatiaia - 49 (796), Serra dos Órgãos - 22 (704), Tijuca - 24 (518).

No bioma Mata Atlântica, a distribuição dos números de pesquisas realizadas nos PNs revela elevada variabilidade e forte assimetria. A mediana é de 102, com um AIQ de 157, e valores oscilando entre 23 (Alto Cariri) e 796 (Itatiaia). A estatística de Shapiro-Wilk ($W = 0,744$; $p < 0,001$) indica uma distribuição significativamente diferente da normal, confirmando a presença de assimetria nos dados.

A figura 21 mostra a ampla dispersão dos valores, com a presença de múltiplos *outliers*, o que evidencia a existência de parques com esforço ou acúmulo de pesquisas significativamente distinto da maioria. Na Mata Atlântica, os outliers coincidem com os parques mais antigos e mais próximo de grandes centros urbanos.

Alguns parques da Mata Atlântica que apresentaram números mais baixos de pesquisas foram Serra das Lontras (n=39), Guaricana (n=40), Araucárias (n=59), Descobrimento (n=72), Monte Pascoal (n=77).

A Amazônia, em contraste, apresentou a mediana (52) e a AIQ (39) mais baixas entre os biomas. Os valores mínimo e máximo variam de 9 a 184, refletindo ampla dispersão. A presença de *outliers* sugere heterogeneidade na intensidade de pesquisas entre os parques, ainda que os dados estejam majoritariamente agrupados em torno de valores baixos. O comprimento da caixa e das linhas também confirma uma dispersão relativamente contida em comparação com outros biomas. Embora a Amazônia abrigue numerosos PNs, o número de pesquisas é reduzido e desigualmente distribuído, com tendência à concentração em poucos parques.

No Cerrado, a mediana é de 116, com uma AIQ de 155, indicando elevada dispersão dos dados. Os valores variam entre 73 e 531. A distribuição é heterogênea com a presença de um *outlier*.

Por outro lado, o bioma Caatinga apresenta uma mediana de 109 e uma AIQ de 58, indicando menor variabilidade entre os dados. Os valores oscilam entre 32 e 311, com a maioria dos valores concentrados dentro dos limites interquartis, ainda que também com a presença de um *outlier*.

O sistema Costeiro-Marinho apresentou os maiores valores de mediana (274) e AIQ (176). No entanto, o pequeno número de parques limita a interpretação dos resultados. Os números de pesquisas para esses parques foram em ordem decrescente: 389 (PN Fernando de Noronha), 274 (PN Abrolhos) e 37 (PN Ilha dos Currais).

Os biomas Pampa e o Pantanal aparecem como traços no gráfico devido à ausência de variabilidade (possuem somente um parque cada). O número de pesquisas realizadas nos PNs Lagoa do Peixe e Pantanal Matogrossense, no período, foi de respectivamente 109 e 45.

Os resultados do teste de Shapiro-Wilk indicam que os dados dos biomas Amazônia ($p < 0,001$), Cerrado ($p = 0,004$) e Mata Atlântica ($p < 0,001$) não seguem distribuição normal, sugerindo forte assimetria e presença de valores extremos. Apenas na Caatinga e no sistema Costeiro-Marinho houve uma distribuição compatível com a normalidade ($p > 0,05$).

A título de informação, os dez parques com os menores números de pesquisas realizadas (a maioria na Amazônia), em ordem crescente, foram: Serra do Teixeira

(Caatinga), Acari, Rio Novo, Serra da Cutia, Jamanxim, Alto Cariri (Mata Atlântica), Nascentes do Lago Jari, Pacaás Novos, Serra do Pardo, Boqueirão da Onça (Caatinga).

De modo geral, os resultados indicam uma distribuição desigual do esforço de pesquisa entre os biomas brasileiros, com forte concentração na Mata Atlântica e sub-representação de regiões como a Amazônia, a Caatinga, o Pampa e o Pantanal. Essa disparidade evidencia a necessidade de políticas públicas que incentivem o fortalecimento da pesquisa científica em biomas e parques menos estudados, contribuindo para uma gestão mais equitativa e eficaz da biodiversidade.

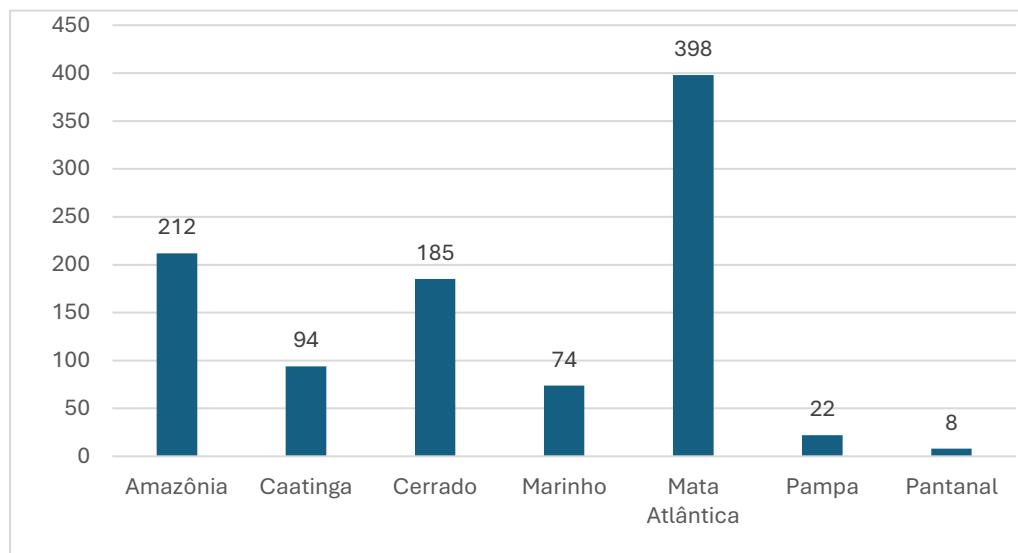
3.1.6. Números de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros.

Entre os parques analisados, apenas três não tinham registros de espécies ameaçadas em setembro de 2024: os PN de Acari e Monte Roraima (ambos na Amazônia) e o PN da Serra do Teixeira (na Caatinga), criado em 2023.

Para fins de análise comparativa, os números de espécies ameaçadas por parque foram agrupados por bioma. Vale destacar que, nesse procedimento, espécies que ocorrem em diferentes parques e biomas foram contabilizadas mais de uma vez.

Tal como observado para as variáveis de visitação e pesquisa, a ocorrência de espécies da fauna ameaçadas de extinção também apresenta forte concentração nos PN localizados no bioma Mata Atlântica. Do total de 993 registros contabilizados, 40% estão associados a parques desse bioma, seguido pela Amazônia (21%), Cerrado (19%), Caatinga (9%), Costeiro-Marinho (7%), Pampa (2%) e Pantanal (1%), conforme ilustrado na Figura 22.

Figura 22 – Número total de registros de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, por bioma (2024).



Fonte: ICMBIO, 2024 (c).

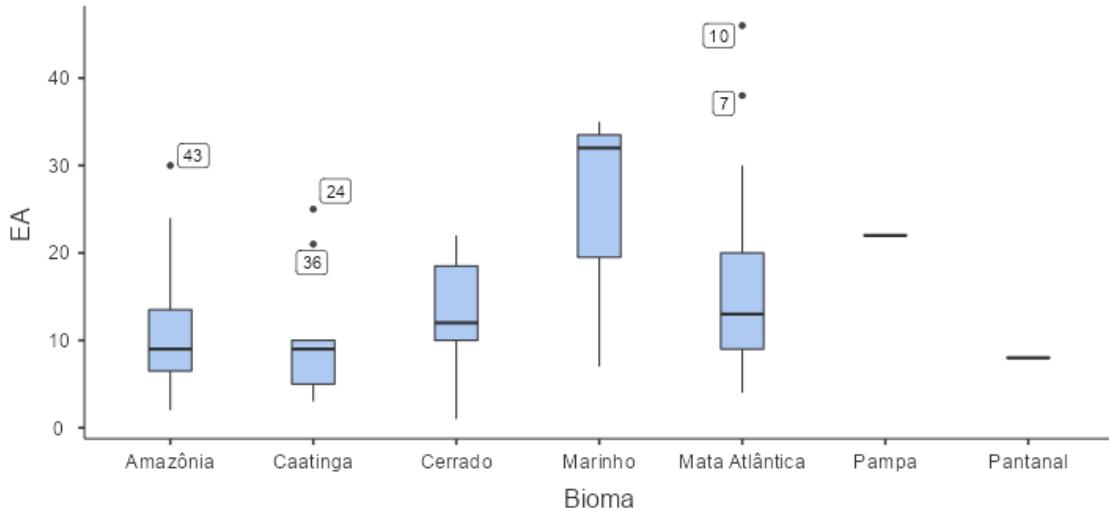
As Figuras 23 e 24 a seguir mostram a distribuição dos números de registros de espécies ameaçadas da fauna nos PNs nos diferentes biomas.

Figura 23 – Estatística descritiva dos números de espécies ameaçadas da fauna (EA) nos parques nacionais brasileiros, por bioma, com teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em 2024 (Jamovi).

Estatística Descritiva								Shapiro-Wilk	p
	Bioma	N	Omissos	Mediana	AIQ	Mínimo	Máximo		
EA	Amazônia	19	2	9	7.00	2	30	0.902	0.052
	Caatinga	9	1	9	5.00	3	25	0.827	0.041
	Cerrado	14	0	12.0	8.50	1	22	0.919	0.213
	Marinho	3	0	32	14.00	7	35	0.829	0.187
	Mata Atlântica	25	0	13	11.00	4	46	0.873	0.005
	Pampa	1	0	22	0.00	22	22	NaN	NaN
	Pantanal	1	0	8	0.00	8	8	NaN	NaN

Fonte: ICMBIO, 2024 (c); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 24 – Boxplot representando a distribuição dos números de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2024 (Jamovi).



Fonte: ICMBIO, 2024 (c); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Identificação dos parques *outliers* da Figura 24:

- Amazônia: 43 - Amazônia (30 espécies ameaçadas da fauna).
- Caatinga: 24 - Chapada Diamantina (25), 36 - Cavernas do Peruaçu (21).
- Mata Atlântica: 10 - Itatiaia (46), 7 - Serra dos Órgãos (38).

A distribuição dos números de espécies ameaçadas da fauna registradas em PNs brasileiros apresenta variações expressivas entre os diferentes biomas.

A Mata Atlântica se destaca tanto pelo número acumulado de registros quanto pela variação observada entre os seus parques. Os números de espécies ameaçadas da fauna nos parques da Mata Atlântica variam entre 4 e 46 e a mediana é de 13. A AIQ é 11, indicando elevada dispersão dos dados. Há alta variabilidade, a presença de *outliers* e vários parques localizados abaixo do primeiro quartil, sugerindo que alguns parques apresentam registros muito inferiores à mediana do bioma.

Na Amazônia, a mediana de espécies ameaçadas por parque é de 9, com variação entre 2 e 30 registros e assimetria moderada na distribuição. A presença de *outliers* reforça a heterogeneidade nos registros.

O Cerrado apresenta mediana de 12 e AIQ de 8,5, com dados normalmente distribuídos ($p = 0,213$), variando de 1 a 22, e sem a presença de *outliers*, sugerindo maior consistência entre os parques do bioma.

A Caatinga apresenta mediana de 9 e AIQ de 5, com números variando entre 3 e 25. O teste de normalidade indica distribuição não normal ($p = 0,041$) e ocorrem *outliers*. A concentração dos dados na parte inferior da distribuição sugere que, embora existam unidades com registros elevados, a maioria dos parques apresenta valores mais baixos.

Já o sistema Costeiro-Marinho, com apenas três unidades, apresenta mediana elevada (32) e AIQ também elevada (14), porém o número reduzido da amostra limita a interpretação estatística. Por fim, os biomas Pampa e Pantanal, representados por apenas um parque cada, apresentam 22 e 8 espécies ameaçadas, respectivamente.

Desconsiderando as repetições de espécies registradas em diferentes parques e biomas, foram identificadas nos PN 339 espécies distintas da fauna brasileira ameaçadas de extinção. O Quadro 5 consolida essas espécies, organizadas por grupo taxonômico, categoria de ameaça e endemismo.

Quadro 5 - Números de espécies ameaçadas da fauna que ocorrem nos parques nacionais brasileiros, por grupo taxonômico, categoria de ameaça e endemismo (2024).

grupos taxonômicos	CR	%	EN	%	VU	%	Total	%	endêmicas	%
anfíbios	9	90	1	10		0	10	3	9	90
aves	7	5	52	36	85	59	144	43	86	60
invertebrados de água doce		0		0	4	100	4	1	3	75
invertebrados marinhos		0	2	33	4	67	6	2	3	50
invertebrados terrestres	9	18	21	43	19	39	49	14	48	98
mamíferos	3	6	18	35	31	60	52	15	28	54
peixes continentais	3	23	6	46	4	31	13	4	10	77
peixes marinhos (ósseos)	1	9	1	9	9	82	11	3	2	18
répteis	1	7	6	43	7	50	14	4	8	57
tubarões e raias	18	50	4	11	14	39	36	11	1	3
Total geral	51	15	111	33	177	52	339	100	198	58

*Categorias de ameaça, segundo a IUCN: Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU).

Fonte: ICMBIO, 2024 (c).

A maioria das espécies ameaçadas da fauna encontrada nos PNs está na categoria **Vulnerável (VU)**, com 177 espécies (52%), seguida por **Em Perigo (EN)**, com 111 (33%), e **Criticamente em Perigo (CR)**, com 51 espécies (15 %).

Entre os grupos taxonômicos analisados, as aves lideram, com 144 espécies (43% do total de espécies da fauna), com 59% na categoria VU e 36 % em EN, com uma elevada proporção de endemismo (60 %).

Em seguida estão os invertebrados, com 59 espécies (17%), com destaque para os invertebrados terrestres, com 49 espécies ameaçadas (14%), das quais quase a totalidade é endêmica do Brasil (98%). Os invertebrados terrestres estão mais ameaçados, com 43% das espécies na categoria EN e 18% em CR.

Em terceiro lugar aparecem os mamíferos, com 52 espécies ameaçadas (15%), sendo 60% em categoria VU e 35% em EN, e 54% das espécies endêmicas do Brasil.

Tubarões e raias reúnem 36 espécies ameaçadas (11%) em apenas 3 parques marinhos, sendo a metade delas em categorias CR. Contudo, apenas uma espécie é endêmica do Brasil, a Raia-mariquita (*Hypanus marianae*), que ocorre no PN Abrolhos.

Por fim, peixes ósseos (continentais e marinhos), anfíbios e répteis aparecem em seguida, com destaque para o grupo dos anfíbios com alto endemismo (90%) e alto risco de extinção (90% das espécies na categoria CR) e peixes continentais, também com alto endemismo (77%) e maior risco de extinção (23% CR e 46% EN).

Os resultados evidenciam a diversidade e especificidade da fauna ameaçada presente nos PNs e reforçam a importância estratégica dessas unidades na preservação da biodiversidade brasileira, bem como a necessidade de políticas públicas que incentivem a pesquisa e o monitoramento de espécies em parques e biomas menos estudados.

3.2. Resumo da análise descritiva

3.2.1. Áreas dos parques nacionais (2023)

A área total dos PNs no Brasil é de aproximadamente 3% da área territorial do Brasil e está assim distribuída 79,6% na Amazônia, 10,1% no Cerrado, 6,04% na Caatinga, 3,3% na Mata Atlântica, 0,5% no Pantanal, 0,37% no Sistema Costeiro-Marinho e 0,14% no Pampa. Em termos de números de parques por bioma, dos 75 parques existentes em 2023, mais da metade dos parques está concentrada nos biomas Mata Atlântica (n=25) e Amazônia (n=21). Em seguida, os biomas com mais PNs são o

Cerrado (n=14) e a Caatinga (n=10). No sistema Costeiro-Marinho, há 3 parques e nos biomas Pampa e Pantanal há apenas 1 em cada. A expressiva concentração de grandes parques na Amazônia contrasta com a grande concentração de pequenos parques na Mata Atlântica, aliado à inexpressiva representação de parques em biomas altamente ameaçados, como o Costeiro-Marinho, o Pampa e o Pantanal, sugerindo a necessidade de avanços na representatividade ecológica do SNUC.

3.2.2. Idades dos parques nacionais (2023)

Os PNs brasileiros mais antigos estão concentrados no bioma Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga e Amazônia. Em relação à mediana da idade dos parques, os valores mais elevados estão nos biomas Cerrado (40,5 anos), Pantanal (42 anos) e Pampa (37 anos), enquanto os menores valores medianos encontram-se nos biomas Amazônia (22 anos) e Caatinga (22,5 anos). O bioma Mata Atlântica destaca-se pela maior variabilidade, com mediana de 25 e valores entre 9 (PNs Serra do Gandarela e Guaricana) e 86 anos (PN Itatiaia), com AIQ de 44 anos. Os biomas Costeiro-Marinho, Pampa e Pantanal apresentam medianas de idade de 35, 37 e 42 respectivamente. Em conjunto, os dados registram a existência de diferenças substanciais na distribuição das idades dos parques entre os biomas e entre parques de mesmo bioma, com destaque para a maior heterogeneidade observada na Mata Atlântica e no Cerrado. É importante considerar essas características em análises comparativas e na formulação de políticas públicas específicas para a gestão das unidades em cada bioma.

3.2.3. Níveis de visitação anual dos parques nacionais (2013-2022)

A visitação dos PNs no Brasil é fortemente concentrada no bioma Mata Atlântica, a qual é quase 5 vezes superior à do segundo bioma mais visitado, a Caatinga. O bioma Mata Atlântica se destaca tanto pela maior mediana de visitação (60.186 visitantes por ano), quanto pelo maior valor máximo observado (2.709.998 visitantes no PN da Tijuca), indicando a presença de parques com expressiva demanda turística. O Cerrado (15.132 visitantes anuais) e a Caatinga (11.628) seguem com medianas intermediárias, enquanto a Amazônia apresenta valores significativamente mais baixos (mediana de 120). O sistema Costeiro-Marinho, embora representado por apenas três unidades, apresenta elevada variabilidade (AIQ 177.138), indicando a grande heterogeneidade na visitação de seus parques (PNs Abrolhos, Fernando de Noronha e Ilha dos Currais). O bioma

Pampa, com 1 parque (PN Lagoa do Peixe) tem visitação anual de 5.395 e o Pantanal, também com 1 parque (PN Pantanal Matogrossense), tem visitação anual de apenas 166 pessoas. Em todos os biomas, mais de 60 % da visitação anual dos PNs está concentrada em até 3 parques. Os resultados reforçam a Mata Atlântica, o Cerrado e a Caatinga como principais destinos turísticos entre os PNs, ao passo que a Amazônia, apesar do elevado valor ecológico do seus PNs, permanece subaproveitada em termos de visitação pública. Tais achados ressaltam a importância de estratégias diferenciadas de gestão do turismo em PNs, considerando as especificidades de cada bioma.

3.2.4. Níveis de efetividade de gestão dos parques nacionais (2018-2022)

Os valores do IE dos PNs variam de um mínimo de 0,370 na Mata Atlântica (PN Alto Cariri) a um máximo de 0,684 na Amazônia (PN Serra da Cutia). A média geral é de 0,55, que significa efetividade de gestão moderada. O IE é mais homogêneo na Mata Atlântica e mais elevado no sistema Costeiro-Marinho. A normalidade dos dados é, em geral, atendida nos biomas com amostra maior. O IPC apresenta desempenho relativamente equilibrado entre os principais biomas brasileiros. Os menores desvios-padrão observados estão na Amazônia e no sistema Costeiro-Marinho, enquanto a Caatinga apresenta maior variabilidade. O bioma Amazônia apresenta a maior média para o IR (0,653), embora tenha sido também o que apresenta maior dispersão (desvio-padrão = 0,179), com variação dos resultados entre 0,103 e 0,844. Isso indica a existência de grande heterogeneidade entre os PNs amazônicos, o que pode refletir diferentes níveis de capacidade institucional, desafios logísticos e pressões externas. O bioma Cerrado apresenta média elevada (0,621) e menor desvio-padrão (0,102) para o IR, o que sugere desempenho mais homogêneo entre as unidades. Já o sistema Costeiro-Marinho tem média de 0,601 com desvio-padrão de 0,151 e a Mata Atlântica, por sua vez, tem média de 0,609 e desvio-padrão menor (0,106), indicando maior consistência no atingimento dos objetivos das unidades avaliadas. O bioma Caatinga, por sua vez, com média de 0,576 e desvio-padrão de 0,123, apresenta desempenho inferior aos demais, com variação do IR entre 0,418 e 0,779, o que denota desigualdade nos resultados entre os parques da região. Quanto ao II, os dados mostram variações consideráveis entre os biomas. O sistema Costeiro-Marinho apresenta o maior valor médio entre os biomas com mais de uma unidade avaliada (média = 0,726), Em seguida, destacam-se os biomas Mata Atlântica (0,687) e Amazônia (0,660). A Mata Atlântica apresenta o menor desvio-padrão

(0,0932), indicando maior uniformidade no nível de insumos disponíveis entre as suas unidades. Os biomas Cerrado (0,654) e Caatinga (0,643) também apresentam médias relativamente elevadas, com desvios-padrão semelhantes ($\approx 0,149$), o que sugere certa estabilidade. Por outro lado, os biomas Pampa e Pantanal, ambos com apenas um parque, apresentam o maior (0,780) e o menor (0,372) valor para o indicador de insumos, o que merece investigação. Compreender a distribuição dos valores do índice e dos indicadores de gestão do SAMGE dos PNs entre os biomas é importante para a formulação de políticas públicas mais equitativas e eficazes, que garantam suporte adequado aos PNs em seus diferentes contextos ecológicos e territoriais.

3.2.5. Pesquisas realizadas nos parques nacionais brasileiros (2013-2022)

As pesquisas realizadas em PNs estão fortemente concentradas no bioma Mata Atlântica. De um total de 10.795 relatórios de pesquisa apresentados no SISBIO no período de 10 anos, 46% são de parques da Mata Atlântica, 23% do Cerrado, 12% da Amazônia, 6% do sistema Costeiro-Marinho, 1% da Caatinga, 1% do Pampa e 0,4% do Pantanal. A Mata Atlântica, apesar do alto número total de pesquisas, mostrou grande heterogeneidade entre os parques, com valores que variam de 23 (PN Alto Cariri) a 796 (PN Itatiaia) registros. O bioma Amazônia apresenta a mediana mais baixa (52) e o Costeiro-Marinho a mediana mais elevada (274), apesar da baixa amostragem de parques ($n=3$). A presença de múltiplos *outliers*, especialmente no bioma Mata Atlântica, indica que parte significativa das pesquisas está acumulada em poucos parques. Os dez PNs com os maiores números de pesquisas, em ordem decrescente, foram: Itatiaia, Serra dos Órgãos, Serra do Cipó, Tijuca, Iguaçu, Fernando de Noronha, Caparaó, Serra da Canastra, Chapada Diamantina e Chapada dos Veadeiros. E os dez parques com os menores registros de pesquisas, em ordem crescente, foram: Serra do Teixeira, Acari, Rio Novo, Serra da Cutia, Jamanxim, Alto Cariri, Nascentes do Lago Jari, Pacaás Novos, Serra do Pardo, Boqueirão da Onça. De modo geral, os resultados indicam uma distribuição desigual do esforço de pesquisa entre os biomas brasileiros, com forte concentração na Mata Atlântica e sub-representação de regiões como a Amazônia, a Caatinga, o Pampa e o Pantanal. Essa disparidade evidencia a necessidade de políticas públicas que incentivem o fortalecimento da pesquisa científica em biomas e parques menos estudados, contribuindo para uma gestão mais equitativa e eficaz da biodiversidade.

3.2.6. Ocorrência de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais (2024)

Assim como ocorre com as variáveis visitação e pesquisas, há uma forte concentração no número de registros de ocorrência de espécies ameaçadas da fauna nos PNs do bioma Mata Atlântica. Somando os registros de cada PN e agrupando os dados por bioma, o que inclui espécies que ocorrem em mais de um parque e em mais de um bioma, de um total de 993 registros, 40% estão em PNs da Mata Atlântica, seguidos de 21% na Amazônia, 19% no Cerrado, 9% na Caatinga, 7% no sistema Costeiro-Marinho, 2% no Pampa, 1% no Pantanal. A Mata Atlântica se destaca também pela variação observada entre os seus parques, de 4 a 46 espécies, com mediana de 13 e AIQ de 11, indicando elevada dispersão dos dados. Na Amazônia, a mediana de espécies ameaçadas por parque é de 9, com variação entre 2 e 30 registros. O Cerrado apresenta mediana de 12 e AIQ de 8,5, com distribuição estatisticamente normal ($p = 0,213$), refletindo uma distribuição mais homogênea dos registros entre os parques. A Caatinga apresenta mediana de 9 e AIQ de 5, com valores entre 3 e 25 espécies, com distribuição não normal ($p = 0,041$) e menos homogênea. Já o sistema Costeiro-Marinho, apresenta mediana elevada (32) e AIQ de 14. Os biomas Pampa e Pantanal, com apenas uma unidade cada, registram 22 e 8 ocorrências de espécies ameaçadas da fauna, respectivamente. Os dados evidenciam maior concentração de registros nas unidades localizadas na Mata Atlântica e na Amazônia. Por outro lado, nos biomas Pampa e Pantanal, os resultados, apesar da baixa amostragem de parques, sugerem a necessidade de reforço na avaliação e monitoramento de dados sobre fauna ameaçada nesses biomas. A presença de valores extremos e a variação entre as medianas podem refletir tanto diferenças ecológicas quanto desigualdades no esforço de pesquisa, na avaliação e no monitoramento das espécies. Esses resultados contribuem para compreender a efetividade dos PNs na proteção da biodiversidade e destacam áreas prioritárias para futuras ações de conservação e investimentos em pesquisa científica. Quanto à análise das características da fauna ameaçada presente nos PNs, ao todo, são 339 espécies diferentes (descontando repetições de espécies em parques e biomas). Os grupos taxonômicos com maior número de espécies ameaçadas nos PNs são as aves, os mamíferos e os invertebrados terrestres, que concentram, respectivamente, 144 (42%), 52 (15%) e 49 (14%) espécies diferentes. A maioria das espécies ameaçadas da fauna encontrada nos PNs está na categoria **Vulnerável (VU)**, com 177 espécies (52%), seguida por **Em Perigo (EN)**, com 111

(33%), e **Criticamente em Perigo** (CR), com 51 espécies (15%). Esses dados evidenciam a diversidade e especificidade da fauna ameaçada presente nos PN^s, com destaque para os altos índices de endemismo em certos grupos, como invertebrados terrestres (98 %) e anfíbios (90 %) e o alto risco de extinção de alguns grupos, como anfíbios, que apresenta 90 % das espécies em categoria CR. Os resultados reforçam a importância estratégica dessas unidades na preservação da biodiversidade brasileira, bem como a necessidade de políticas públicas que incentivem a pesquisa e o monitoramento de espécies em parques e biomas menos estudados.

4. ASSOCIAÇÕES ENTRE VISITAÇÃO, VARIÁVEIS-CONTROLE E ESPÉCIES AMEAÇADAS EM PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS

4.1. Resultados da análise inferencial

A análise inferencial é a etapa da estatística que permite generalizar resultados de uma amostra para a população, utilizando testes de hipóteses, intervalos de confiança e modelos estatísticos para estimar parâmetros e identificar padrões. Baseada na teoria das probabilidades, lida com incertezas amostrais e viabiliza decisões fundamentadas em evidências, desde que respeitados níveis de significância e margens de erro (Canal Pesquise, 2024; Zar, 1999).

Neste capítulo, os parques nacionais (PNs) que não apresentavam registros de visitação ou de ocorrência de espécies ameaçadas da fauna foram excluídos das análises, resultando em uma amostra de 64 unidades, conforme apresentado no Quadro 6.

Quadro 6– Parques nacionais brasileiros excluídos dos testes inferenciais.

motivos de exclusão	parques nacionais
sem registro de visitação (n=8).	Amazônia: Jamanxim, Nascentes do Lago Jari, Rio Novo, Serra do Pardo. Caatinga: Boqueirão da Onça. Cerrado: Araguaia. Mata Atlântica: Guaricana, Serra das Lontras.
sem registro de espécies ameaçadas (n=1).	Amazônia: Monte Roraima.
sem registro de visitação e de espécies ameaçadas (n=2).	Amazônia: Acari. Caatinga: Serra do Teixeira.

Fonte: ICMBIO, 2024 (c, d)

4.1.1. Teste de Comparação de Mann-Whitney

Nesta análise estatística, apliquei o teste de Mann-Whitney para comparar dois grupos de PNs brasileiros — os mais visitados (Grupo A) e os menos visitados (Grupo B) — em relação a variáveis estruturais, de pesquisa, de gestão e de conservação da biodiversidade. Escolhi um teste não paramétrico devido ao não atendimento do pressuposto de normalidade na maioria das variáveis, conforme indicado pelo teste de Shapiro-Wilk no JAMOVI (Figura 25).

Figura 25 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Jamovi).

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)		
	W	p
Visitação	0.430	< .001
Área	0.634	< .001
Idade	0.937	0.003
Pesquisas	0.844	< .001
IE	0.981	0.457
IR	0.974	0.204
IPC	0.978	0.319
II	0.975	0.249
EA	0.914	< .001

Nota: Valores de *p* inferiores a 0,05 indicam que os dados não seguem distribuição normal.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Neste teste, defini como hipótese nula (H_0) que a mediana do Grupo A seria menor ou igual à do Grupo B, e como hipótese alternativa (H_1) que a mediana do Grupo A seria maior que a do Grupo B. Trata-se, portanto, de um teste para verificar se os parques mais visitados (Grupo A) apresentam valores significativamente superiores aos menos visitados (Grupo B). Nesse teste, o valor de *p* inferior a 0,05 significa que a mediana da variável no grupo A é significativamente maior que no grupo B.

Dividi os PNs em dois grupos com base na classificação dos parques por bioma, e por valores de visitação anual. Procurei manter, na medida do possível, proporções semelhantes de parques dos diferentes biomas em ambos os grupos, de modo a garantir maior comparabilidade. Desse modo, o PN Lagoa do Peixe (no Pampa) e o PN do Pantanal Matogrossense (no Pantanal) foram excluídos do teste, por serem representantes únicos dos respectivos biomas. O Quadro 7 apresenta a divisão dos parques nos grupos de maior e menor visitação, considerando a representatividade dos biomas.

Quadro 7 – Divisão dos parques nacionais em dois grupos por intensidade de visitação, mantendo a proporção por biomas (exceto Pampa e Pantanal).

bioma	grupo A (n=31): mais visitados	grupo B (n=31): menos visitados
Amazônia	Anavilhas (14.450), Jaú (2.460), Amazônia (1.367), Viruá (1.000), Serra do Divisor (543), Pacaás Novos (150), Serra da Cutia (138). N=7.	Campos Amazônicos (101), Mapinguari (72), Pico da Neblina (71), Juruena (68), Serra da Mocidade (62), Montanhas do Tumucumaque (42), Campos Ferruginosos (41), Cabo Orange (19). N=8.
Caatinga	Jericoacoara (965.217), Ubajara (94.449), Chapada Diamantina (24.038), Serra da Capivara (18.480). N=4.	Catimbau (4.777), Cavernas do Peruáu (4.460), Serra das Confusões (2.510), Furna Feia (292). N=4.
Cerrado	Brasília (201.535), Chapada dos Guimarães (136.495), Lençóis Maranhenses (130.513), Serra da Canastra (78.402), Chapada dos Veadeiros (59.073), Serra do Cipó (55.505). N=6.	Sete Cidades (15.132), Chapada das Mesas (9.840), Emas (1.747), Grande Sertão Veredas (491), Serra da Bodoquena (431), Sempre-Vivas (119), Nascentes do Rio Parnaíba (65). N=7.
Costeiro-Marinho	Fernando de Noronha (354.311), Abrolhos (6.371). N=2.	Ilhas dos Currais (36). N=1.
Mata Atlântica	Tijuca (2.709.998), Iguacu (1.476.437), Serra da Bocaina (402.760), Serra dos Órgãos (154.050), Itatiaia (112.545), Aparados da Serra (107.961), Monte Pascoal (101.549), São Joaquim (90.312), Serra Geral (82.696), Restinga de Jurubatiba (80.803), Campos Gerais (73.049), Caparaó (60.186). N=12.	Ilha Grande (27.399), Serra do Gandarela (25.781), Superagui (12.711), Serra de Itabaiana (11.335), Serra do Itajaí (6.783), Saint-Hilaire/Lange (6.554), Boa Nova (2.463), Pau Brasil (1.432), Araucárias (424), Descobrimento (338), Alto Cariri (100). N=11.

Fonte: ICMBIO, 2024 (d).

A aplicação do teste de Mann-Whitney no software Jamovi gerou os resultados que constam nas Figuras 26 e 27.

Figura 26 – Estatísticas descritivas das variáveis por grupo de parques nacionais, conforme níveis de visitação (Grupo A: mais visitados; Grupo B: menos visitados).

Descriptivas de Grupo						
	Grupo	N	Média	Mediana	Desvio-padrão	Erro-padrão
Visitação	A	31	245059.496	80803.333	549836.8055	98753.6055
	B	31	4377.228	431.000	7273.8490	1306.4218
Área	A	31	238742.409	49800.000	457386.9071	82149.1136
	B	31	472476.387	77021.000	874425.0972	157051.3837
Idade	A	31	47.806	44.000	18.6162	3.3436
	B	31	23.871	21.000	13.3710	2.4015
Pesquisas	A	31	247.032	192.000	189.6979	34.0708
	B	31	85.323	84.000	36.2026	6.5022
IE	A	31	0.562	0.571	0.0668	0.0120
	B	31	0.549	0.551	0.0713	0.0128
IR	A	31	0.630	0.658	0.1088	0.0195
	B	31	0.645	0.629	0.1179	0.0212
IPC	A	31	0.590	0.576	0.0665	0.0119
	B	31	0.547	0.557	0.0656	0.0118
II	A	31	0.698	0.710	0.1155	0.0207
	B	31	0.631	0.652	0.1559	0.0280
EA	A	31	17.065	12.000	10.6143	1.9064
	B	31	10.710	10.000	6.6242	1.1897

Notas: IE - Índice de efetividade de gestão; IR - Indicador de resultados; IPC – Indicador de processos; II – Indicador de insumos do SAMGE; EA - espécies ameaçadas da fauna.
 Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Figura 27- Resultados do teste de Mann-Whitney para comparação entre grupos de parques nacionais brasileiros mais visitados e menos visitados (Jamovi).

Teste t para amostras independentes		Estatística	p
Visitação	U de Mann-Whitney	107	< .001
Área	U de Mann-Whitney	456	0.637
Idade	U de Mann-Whitney	129	< .001
Pesquisas	U de Mann-Whitney	182	< .001
IE	U de Mann-Whitney	426	0.225
IR	U de Mann-Whitney	443	0.702
IPC	U de Mann-Whitney	321	0.012
II	U de Mann-Whitney	373	0.066
EA	U de Mann-Whitney	308	0.007

Nota. $H_0: \mu_A > \mu_B$

Notas: IE - Índice de efetividade de gestão; IR - Indicador de resultados; IPC – Indicador de processos; II – Indicador de insumos do SAMGE; EA - espécies ameaçadas da fauna.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

A comparação entre os PNs brasileiros mais visitados (Grupo A) e menos visitados (Grupo B) revelou diferenças estatisticamente significativas em diversas variáveis analisadas. No que se refere à variável visitação, os parques do Grupo A apresentaram mediana de visitação anual expressivamente superior ao do Grupo B (80.803 visitantes vs 431; $p < 0,001$). A idade dos parques também foi muito superior no Grupo A (44 anos vs 21 anos; $p < 0,001$). O mesmo ocorreu com a mediana de pesquisas realizadas (192 vs 84; $p < 0,001$). Além disso, os parques mais visitados apresentaram mediana maior de espécies ameaçadas da fauna (12 vs 10; $p = 0,007$).

No tocante à efetividade de gestão, houve diferença significativa no IPC, com $p = 0,012$, sugerindo que os parques mais visitados apresentam melhores práticas administrativas e operacionais, bem como tendência à significância ($p = 0,066$) no II, sugerindo maior aporte de recursos nos parques mais visitados. Não houve diferenças estatisticamente significativas no IE ($p = 0,225$) e no IR ($p = 0,702$).

Quanto à área dos parques, não houve diferença significativa entre os grupos ($p = 0,637$). Como o teste é unilateral ($A \geq B$), apesar da diferença entre as medianas (49.800 ha no Grupo A vs 77.021 no Grupo B), não é possível afirmar que a diferença seja estatisticamente significativa.

Em resumo, os resultados do teste de Mann-Whitney sugerem que os PN's mais visitados tendem a ser os mais antigos, mais pesquisados, com maior número de espécies ameaçadas, e com melhor efetividade de gestão, em termos de processos (ações de manejo) e insumos (disponibilidade de recursos).

4.1.2. Teste de Correlação de Spearman

Esta técnica estatística não paramétrica é utilizada para avaliar a força e a direção da associação entre duas variáveis, permitindo verificar se o aumento de uma variável tende a ser acompanhado pelo aumento ou diminuição da outra (Canal Pesquise, 2024; Zar, 1999). Os resultados do teste de Correlação de Spearman realizado no Jamovi constam na Figura 28.

Figura 28 - Matriz de correlações de Spearman entre o nível de visitação, variáveis estruturais, de pesquisa, de gestão e de conservação da biodiversidade de parques nacionais brasileiros (Jamovi).

Matriz de Correlações		Visitação	Área	Idade	Pesquisas	IE	IR	IPC	II	EA
Visitação	—									
Área	-0,451 ***	—								
Idade	0,552 ***	0,037	—							
Pesquisas	0,734 ***	-0,257 *	0,553 ***	—						
IE	-0,159	0,102	0,002	0,079	—					
IR	-0,381 **	0,217	-0,123	-0,112	0,716 ***	—				
IPC	0,216	-0,033	0,093	0,284 *	0,678 ***	0,313 *	—			
II	0,159	-0,055	0,065	0,195	0,641 ***	0,133	0,710 ***	—		
EA	0,292 *	0,039	0,444 ***	0,448 ***	0,193	-0,123	0,381 **	0,415 ***	—	

Nota. * p < .05, ** p < .01, *** p < .001

Notas:

IE - índice de efetividade de gestão; IR-indicador de resultados; II – indicador de insumos; IPC – indicador de processos do SAMGE; EA: espécies ameaçadas da fauna. Correlação muito forte (>0,9), forte (0,7 a 0,89), moderada (0,4 a 0,69), fraca (0,2 a 0,39), muito fraca (<0,19).

Fonte: Callegari-Jacques (2003); MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

A variável visitação apresentou correlação positiva e forte com o número de pesquisas realizadas nos PN's ($r = 0,734$; $p < 0,001$), positiva e moderada com a idade dos parques ($r = 0,552$; $p < 0,001$) e positiva e fraca com o número de espécies ameaçadas da fauna ($r = 0,292$; $p < 0,05$). Por outro lado, a visitação apresentou correlação negativa

moderada com a área dos parques ($r = -0.451$; $p < 0,001$) e negativa fraca com o IR ($r = -0.381$; $p < 0,01$).

As demais variáveis de gestão (IE, IPC e II) não apresentaram correlações significativas com a visitação. No entanto, esses indicadores mostraram correlações fortes entre si, como entre IE e IR ($r = 0.716$; $p < 0,001$) e entre IPC e II ($r = 0.710$; $p < 0,001$), o que reforça a coerência interna do sistema SAMGE.

A variável espécies ameaçadas - EA apresentou correlações positivas e moderadas com pesquisas ($r = 0.448$; $p < 0,001$), idade ($r = 0.444$; $p < 0,001$) e II ($r = 0.415$; $p < 0,001$). Também apresentou correlação positiva e fraca com o IPC ($r = 0.381$; $p < 0,01$).

Em resumo, os resultados do teste de correlação de Spearman sugerem que o nível de visitação está mais associado à intensidade de pesquisas e à idade dos parques do que à presença de espécies ameaçadas da fauna. Além disso, a ocorrência de espécies ameaçadas parece estar mais associada à intensidade de pesquisas, ao tempo de existência do parque e à disponibilidade de insumos (recursos).

4.1.3. Teste de regressão linear

A regressão linear é uma técnica estatística paramétrica amplamente utilizada para investigar relações entre variáveis quantitativas, com o objetivo de identificar dependências estatísticas entre uma variável independente (ou explicativa) e uma variável dependente (ou resposta). Essa abordagem permite avaliar a direção e a intensidade dessa relação. Diferentemente da correlação, que pressupõe uma relação simétrica entre as variáveis, a regressão linear assume que a variável independente influencia diretamente a dependente (Canal Pesquise, 2024; Zar, 1999).

No entanto, por se tratar de um estudo observacional, a intenção não foi inferir causalidade nem desenvolver modelos preditivos, uma vez que esse desenho metodológico não oferece suporte para essas finalidades.

Os resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk após a transformação dos dados das variáveis da pesquisa para log e estão na Figura 29.

Figura 29 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk após a transformação dos dados da pesquisa para log e (Jamovi).

	Estatística Descritiva		
	N	Shapiro-Wilk	
		W	p
Log Vis	64	0.956	0.023
Log Área	64	0.978	0.318
Log Idade	64	0.971	0.132
Log Pesquisas	64	0.982	0.464
Log IE	64	0.971	0.135
Log IR	64	0.967	0.080
Log IPC	64	0.981	0.422
Log II	64	0.882	< .001
Log EA	64	0.968	0.098

Nota: valor de $p > 0,05$ sugere distribuição normal dos dados.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

O teste de Shapiro-Wilk indicou que, após a transformação logarítmica, a maioria das variáveis apresentou distribuição próxima da normalidade ($p > 0,05$). As exceções foram a variável de visitação (Log Vis, $p = 0,023$) e o indicador de insumos (Log II, $p < 0,001$). Considerando que a regressão linear múltipla é relativamente robusta a violações desse pressuposto, especialmente em amostras de tamanho moderado (Zar, 1999), optei por dar seguimento aos testes. Ainda assim, realizei análises posteriores para verificar a adequação dos resíduos e assegurar a validade dos resultados, como testes de normalidade de resíduos (Shapiro-Wilk) e gráficos QQ. Os resultados dos testes de regressão linear estão disponíveis no **Apêndice 5**.

4.1.3.1. Regressão linear simples tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna registrado nos parques nacionais brasileiros

Com o objetivo de compreender as relações individuais da variável independente principal (nível de visitação) e das variáveis-controle com a variável dependente (número de espécies ameaçadas da fauna nos PNs), conduzi inicialmente análises de regressão linear simples. Cada modelo foi ajustado separadamente, considerando uma única

variável explicativa por vez. O Quadro 8 apresenta a consolidação dos resultados das análises de regressão linear simples.

Quadro 8 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros.

variável	R ² ajustado	F	t	p (modelo)	p (normalidade)
visitação (log)	0,051	4,38	2,090	0,04	0,034*
área (log)	-0,0123	0,24	0,485	0,629	0,196
idade (log)	0,186	15,40	3,920	< 0,001	< 0,001*
pesquisas (log)	0,216	18,40	4,287	< 0,001	0,042*
IE (log)	0,0284	2,84	1,690	0,097	0,249
IR (log)	-0,0148	0,08	-0,287	0,775	0,110
IPC (log)	0,0981	7,86	2,800	0,007	0,070
II (log)	0,269	24,20	4,920	< 0,001	0,462
biomas (categórica)	0,00484	1,05	-0,597	0,403	0,052

Nota: Valor de p (modelo) < 0,05 sugere modelo estatisticamente significativo. Valor de p (normalidade) < 0,05 sugere violação do pressuposto de normalidade dos resíduos, o que não invalida os modelos que foram considerados significativos, mas requer cautela na interpretação dos dados, sendo recomendado aplicação de transformações e/ou testes complementares para confirmação.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024, a-e; Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

O valor do teste t é obtido pela razão entre o coeficiente estimado da variável independente (β) e seu erro-padrão. Valores absolutos elevados de t (positivos ou negativos) sugerem que a variável independente exerce um efeito estatisticamente significativo sobre a variável resposta, desde que associados a um valor de p inferior ao nível de significância adotado (0,05).

Já o valor de F é calculado com base na razão entre a variância explicada pelo modelo (variância entre os valores ajustados) e a variância residual (variância dos erros), sendo utilizado para avaliar a significância global do modelo. Em uma regressão linear simples, com apenas uma variável independente, o teste F e o teste t fornecem resultados estatisticamente equivalentes, mas o F indica se a inclusão da variável independente contribui significativamente para explicar a variabilidade da variável resposta.

O valor de p associado ao teste F indica o nível de significância estatística do modelo. Quando p < 0,05, rejeita-se a hipótese nula de que o modelo não apresenta capacidade explicativa superior à de um modelo reduzido com apenas o intercepto

(coeficiente α), concluindo-se que a variável independente contribui significativamente para a explicação da variável resposta.

Das nove variáveis analisadas individualmente, cinco apresentaram associações positivas estatisticamente significativas ($p < 0,05$) sobre o número de espécies ameaçadas da fauna nos PNAs.

A variável II foi a que apresentou relação mais forte (R^2 ajustado = 0,269; $\beta = 1,51$), seguida de pesquisas (R^2 ajustado = 0,216; $\beta = 0,430$), idade (R^2 ajustado = 0,186; $\beta = 0,546$), IPC (R^2 ajustado = 0,0981; $\beta = 1,92$) e visitação (R^2 ajustado = 0,0510; $\beta = 0,0596$).

4.1.3.2. Regressão linear simples tendo como variável dependente o nível de visitação nos parques nacionais brasileiros

Adicionalmente, realizei testes de regressão linear simples com o objetivo de avaliar a influência das variáveis-controle sobre a variável visitação nos PNAs brasileiros. Cada análise foi conduzida de forma isolada, considerando uma única variável independente por modelo. Os resultados consolidados estão apresentados no Quadro 9.

Quadro 9 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável dependente o nível de visitação nos parques nacionais brasileiros.

variável	R^2 ajustado	F	t	p (modelo)	p (normalidade)
área (log)	0,209	17,7	-4,21	<0,001	0,537
idade (log)	0,283	25,9	5,085	<0,001	0,994
pesquisas (log)	0,531	72,4	8,51	<0,001	0,365
IE (log)	-3,36E-04	0,979	-0,989	0,326	0,043
IR (log)	0,103	8,26	-2,87	0,006	0,524
IPC (log)	0,029	2,88	1,7	0,095	0,013
II (log)	0,0391	3,56	1,89	0,064	0,074
EA (log)	0,051	4,38	2,09	0,04	0,056
biomas (categórica)*	0,320	5,93	-5,652*	<0,001*	0,464

*Modelo estatisticamente significativo apenas para o bioma Amazônia.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

A variável pesquisas foi a que apresentou a associação mais forte com a variável visitação (R^2 ajustado = 0,531), com coeficiente positivo ($\beta = 2,84$), indicando que uma

maior produção científica está relacionada a níveis mais elevados de visitação nos parques. Esse resultado sugere que a atividade científica pode atrair atenção institucional, visibilidade pública e infraestrutura, funcionando como indutor indireto do uso público nos PNAs.

A variável idade dos parques também apresentou relação significativa (R^2 ajustado = 0,283; β = 2,86), indicando que unidades mais antigas tendem a receber mais visitantes. Esse padrão pode estar relacionado ao maior grau de consolidação institucional, melhor estrutura física e maior reconhecimento público dessas unidades ao longo do tempo.

Por outro lado, a variável área apresentou relação negativa e significativa com a visitação (R^2 ajustado = 0,209; β = -0,821; $p < 0,001$), o que indica que unidades maiores, frequentemente localizadas em regiões mais remotas ou com dificuldades logísticas, recebem menos visitantes proporcionalmente ao seu tamanho.

Entre as variáveis de efetividade de gestão, apenas o IR apresentou significância estatística (R^2 ajustado = 0,103), com coeficiente negativo (β = -5,90), o que sugere que as unidades com melhor desempenho institucional em termos de atingimento de resultados (que não são exclusivamente relacionados à conservação) tendem a ser os parques com menor visitação.

A variável número de espécies ameaçadas da fauna (EA) apresentou uma associação positiva pequena com a visitação (R^2 ajustado = 0,051; β = 1,11; $p = 0,040$), sugerindo que unidades com maior número de espécies ameaçadas tendem a atrair mais visitantes. E a variável bioma apresentou associação significativa e negativa com a visitação, mas apenas para o bioma Amazônia, em relação à Mata Atlântica (R^2 ajustado = 0,320; β = -4,83; $p < 0,001$).

De modo geral, os resultados indicam que os níveis de visitação estão mais fortemente associados a fatores históricos e de visibilidade científica do que à performance de gestão e ao valor conservacionista dos PNAs.

4.1.3.3. Regressão linear múltipla tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais

Na regressão linear simples, o modelo estatístico estabelece a relação entre uma única variável independente e uma variável dependente. Já na regressão linear múltipla, duas ou mais variáveis independentes são consideradas simultaneamente para explicar a

variação da variável dependente. O principal objetivo da regressão múltipla é avaliar o efeito conjunto das variáveis independentes, identificando quais combinações de variáveis explicam melhor a variável resposta. As suas principais vantagens são o maior poder explicativo e a capacidade de controlar potenciais vieses, ao considerar múltiplos fatores simultaneamente (Canal Pesquise, 2024).

Com o intuito de compreender as associações da variável independente principal (nível de visitação) e das variáveis-controle com a variável resposta (número de espécies ameaçadas da fauna), adotei uma abordagem incremental para a construção dos modelos, na qual as variáveis quantitativas são inseridas progressivamente, uma a uma, até a inclusão da variável qualitativa bioma ao final, conforme apresentado na Tabela 01.

Tabela 1 - Composição de variáveis dos modelos da regressão linear múltipla.

modelo	visitação (log)	área (log)	idade (log)	pesquisas (log)	IR (log)	IPC (log)	II (log)	bioma
1	✓							
2	✓	✓						
3	✓	✓	✓					
4	✓	✓	✓	✓				
5	✓	✓	✓	✓	✓			
6	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
7	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
8	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Elaborado pela Autora.

Em relação aos pressupostos da regressão, além do teste de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk), apliquei o teste de multicolinearidade das variáveis para verificar a inexistência de forte correlação entre elas, o que pode comprometer a estabilidade e a interpretação dos coeficientes do modelo.

No teste de multicolinearidade, as variáveis de gestão (IE, IR, IPC e II) apresentaram correlação alta ($VIF > 5$). Essa sobreposição é compreensível, uma vez que os indicadores compõem o cálculo do índice de efetividade de gestão do SAMGE. Dessa

forma, optei por excluir o índice de efetividade do modelo e manter apenas os indicadores, por serem mais específicos.

Para fins de comparação entre as categorias da variável qualitativa bioma, adotei o bioma Mata Atlântica como referência pelo fato de ser o bioma com o maior número de PNs, além de concentrar números elevados de visitação, pesquisas e ocorrências de espécies ameaçadas da fauna. A Figura 30 apresenta os resultados dos modelos de regressão linear múltipla.

Figura 30 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla tendo como variável dependente o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global			
				F	gl1	gl2	p
1	0.257	0.0661	0.0510	4.38	1	62	0.040
2	0.330	0.1089	0.0797	3.73	2	61	0.030
3	0.451	0.2036	0.1638	5.11	3	60	0.003
4	0.554	0.3074	0.2605	6.55	4	59	< .001
5	0.561	0.3147	0.2556	5.33	5	58	< .001
6	0.630	0.3975	0.3341	6.27	6	57	< .001
7	0.719	0.5175	0.4572	8.58	7	56	< .001
8	0.782	0.6120	0.5112	6.07	13	50	< .001

Comparações de Modelos

Comparação						
Modelo	Modelo	ΔR ²	F	gl1	gl2	p
1	- 2	0.04288	2.935	1	61	0.092
2	- 3	0.09470	7.135	1	60	0.010
3	- 4	0.10379	8.842	1	59	0.004
4	- 5	0.00731	0.618	1	58	0.435
5	- 6	0.08280	7.834	1	57	0.007
6	- 7	0.11995	13.921	1	56	< .001
7	- 8	0.09456	2.031	6	50	0.079

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox e Weisber, 2020.

Os resultados consolidados dos modelos de regressão linear múltipla são apresentados nos Quadros 10 e 11.

Quadro 10 – Medidas de ajuste e normalidade dos resíduos dos modelos de regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Modelos 1 a 8).

modelo	R ² ajustado	F	p (modelo)	p (normalidade)
1 (visitação)	0,0510	4,38	0,04	0,034
2 (+ área)	0,0797	3,73	0,03	0,200
3 (+ idade)	0,1638	5,11	0,003	0,001
4 (+ pesquisas)	0,2605	6,55	< 0,001	0,003
5 (+ IR)	0,2556	5,33	< 0,001	0,001
6 (+ IPC)	0,3341	6,27	< 0,001	0,002
7 (+ II)	0,4572	8,58	< 0,001	0,014
8 (+ biomas)	0,5112	6,07	< 0,001	0,371

Nota: valores de p < 0,05 para o teste de normalidade (Shapiro-Wilk) indicam violação do pressuposto de normalidade dos resíduos.

Fonte: MMA, 2024; ICMBio, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Quadro 11– Coeficientes padronizados (t e p) das variáveis independentes nos modelos de regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Modelos 1 a 8).

variáveis	modelos e valores de t e p dos coeficientes β t (p)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Visitação (log)	2,09 (0,040)	2,683 (0,009)	0,460 (0,647)	-1,172 (0,246)	-1,375 (0,174)	-1,9536 (0,056)	-2,0800 (0,042)	-2,0840 (0,042)
área (log)		1,713 (0,092)	0,569 (0,571)	0,567 (0,573)	0,619 (0,538)	0,6737 (0,503)	0,7902 (0,433)	2,7521 (0,008)
idade (log)			2,671 (0,010)	1,802 (0,077)	1,754 (0,085)	2,0544 (0,044)	2,1494 (0,036)	2,4184 (0,019)
pesquisas (log)				2,973 (0,004)	3,061 (0,003)	2,9881 (0,004)	3,0924 (0,003)	2,3303 (0,024)
IR (log)					-0,786 (0,435)	-1,8832 (0,065)	-1,5156 (0,135)	-0,8682 (0,389)
IPC (log)						2,7989 (0,007)	0,0777 (0,938)	1,0751 (0,287)
II (log)							3,7310 (<0,001)	2,3858 (0,021)
Amazônia-Mata Atlântica								-2,5260 (0,015)
Caatinga-Mata Atlântica								-1,3381 (0,187)
Cerrado-Mata Atlântica								-2,4792 (0,017)
Marinho-Mata Atlântica								1,3391 (0,187)
Pampa-Mata Atlântica								0,2585 (0,797)
Pantanal-Mata Atlântica								-0,0966 (0,923)

Nota: O valor de t representa a razão entre o coeficiente estimado da variável (β) e seu erro-padrão, refletindo a magnitude e a direção da influência da variável sobre a resposta. Valores de $p < 0,05$ indicam significância estatística, ou seja, há evidência para rejeitar a hipótese nula ($\beta = 0$), sugerindo que a variável possui associação significativa com a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais.

Fonte: MMA, 2024; ICMBio, 2024 a–e; Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

O desempenho global dos modelos de regressão linear múltipla evoluiu de forma consistente à medida que novas variáveis foram incorporadas. O coeficiente de determinação ajustado (R^2 ajustado) apresentou crescimento contínuo, passando de 0,0510 no Modelo 1 para 0,5112 no Modelo 8. Em todos os modelos, o teste F foi estatisticamente significativo ($p < 0,05$), indicando que os modelos explicam uma parcela relevante da variabilidade da variável resposta (número de espécies ameaçadas da fauna).

A variável visitação apresentou um comportamento instável ao longo dos modelos. Inicialmente, nos modelos 1 e 2, ela foi estatisticamente significativa e apresentou coeficientes positivos, sugerindo uma associação direta com o número de espécies ameaçadas. Contudo, à medida que novas variáveis foram incorporadas, a sua significância desapareceu temporariamente (modelos 3 a 5) e retornou nos modelos 6 a 8, mas com sinais negativos. Esse padrão sugere a presença de interações ou efeitos indiretos mediados pelas variáveis-controle. Em sua configuração final (modelo 8), a visitação foi negativamente associada à ocorrência de espécies ameaçadas ($p = 0,042$), sugerindo que, controlados os demais fatores, os parques com maior visitação tendem a apresentar menores registros de espécies ameaçadas.

Entre as variáveis-controle, pesquisas foi a que apresentou o desempenho mais consistente. Ela foi estatisticamente significativa em todos os modelos em que foi incluída (modelos 4 a 8), com valores de p em sua maioria inferiores a 0,005, o que evidencia sua forte associação com a variável resposta. De forma semelhante, a variável idade também apresentou significância estatística em quase todos os modelos.

Entre os indicadores do SAMGE, o II destacou-se com elevados níveis de significância nos modelos 7 e 8 ($p < 0,001$ e $p = 0,021$, respectivamente), reforçando a sua importância na explicação da variável resposta. Por outro lado, o IR não foi significativo ($p > 0,05$) e o IPC foi significativo apenas no modelo 6 ($p = 0,007$).

A variável área mostrou-se estatisticamente significativa apenas no modelo 8 ($p = 0,008$), sugerindo maior complexidade de relações com as demais variáveis.

A introdução da variável categórica bioma no modelo 8 ampliou o poder explicativo do modelo e contribuiu para o atendimento do pressuposto de normalidade dos resíduos. As comparações entre biomas, tendo a Mata Atlântica como referência, revelaram que os parques localizados na Amazônia ($p = 0,015$) e no Cerrado ($p = 0,017$) tendem a apresentar números menores de espécies ameaçadas. As demais comparações não apresentaram significância estatística, sugerindo que os efeitos regionais sobre a biodiversidade podem estar concentrados nesses dois biomas.

Na análise de multicolinearidade, os valores de VIF variaram, aproximadamente, de 1,5 a 3, patamar aceitável para os limites adotados na pesquisa (< 5). Isso indica ausência de colinearidade problemática entre as variáveis.

De forma geral, o modelo 8 apresentou o melhor desempenho entre os modelos testados, com maior capacidade explicativa (R^2 ajustado = 0,5112), significância estatística global ($p < 0,001$) e conformidade com os pressupostos da regressão linear múltipla (normalidade dos resíduos: $p = 0,371$).

A avaliação da normalidade dos resíduos do modelo 8 por meio do gráfico Q-Q mostrou que a maior parte dos pontos ficou próximo da linha de referência. Pequenos desvios foram observados nas caudas, especialmente na porção inferior da distribuição, o que indica a presença de poucos resíduos atípicos, mas que não comprometem a validade do modelo.

Esses resultados estão detalhados nas Figuras 31 e 32.

Figura 31 - Coeficientes da regressão linear múltipla para o número de espécies ameaçadas da fauna nos parques nacionais brasileiros, no modelo 8 (Jamovi).

Resultados específicos do modelo Modelo 8

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	-0.7071	0.7953	-0.8891	0.378
Log Vis	-0.0867	0.0416	-2.0840	0.042
Log Área	0.1783	0.0648	2.7521	0.008
Log Idade	0.3829	0.1583	2.4184	0.019
Log Pesquisas	0.3340	0.1433	2.3303	0.024
Log IR	-0.4150	0.4781	-0.8682	0.389
Log IPC	0.9179	0.8538	1.0751	0.287
Log II	0.9103	0.3815	2.3858	0.021
Bioma:				
Amazônia – Mata Atlântica	-0.8645	0.3423	-2.5260	0.015
Caatinga – Mata Atlântica	-0.2877	0.2150	-1.3381	0.187
Cerrado – Mata Atlântica	-0.5360	0.2162	-2.4792	0.017
Marinho – Mata Atlântica	0.4408	0.3292	1.3391	0.187
Pampa – Mata Atlântica	0.1374	0.5317	0.2585	0.797
Pantanal – Mata Atlântica	-0.0583	0.6037	-0.0966	0.923

* Representa o nível de referência

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox e Weisber, 2020.

Figura 32 – Conformidade com os pressupostos da regressão linear múltipla no modelo 8 (Jamovi).

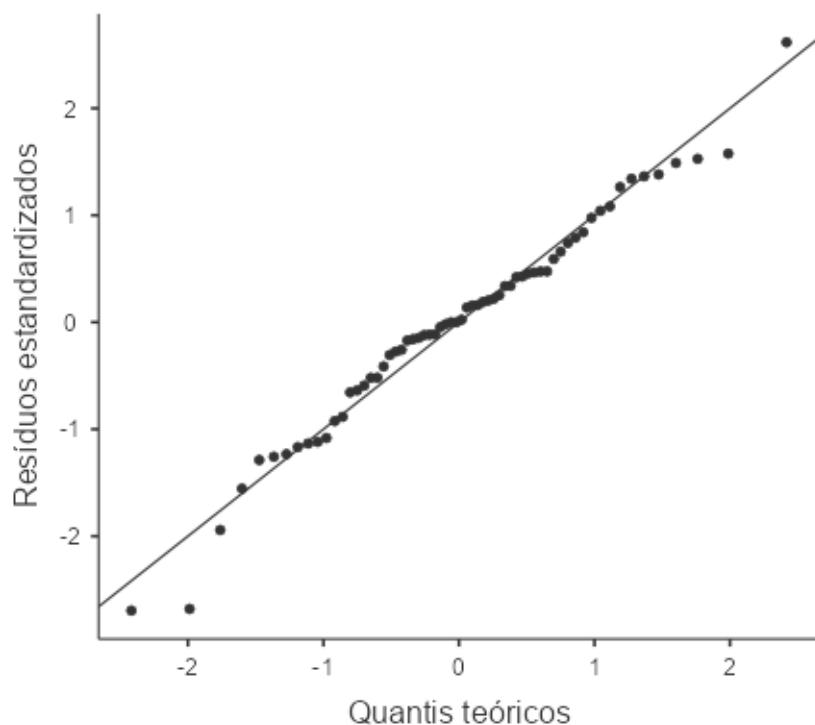
Estatísticas de Colinearidade

	VIF	Tolerância
Log Vis	2.04	0.491
Log Área	1.82	0.549
Log Idade	1.47	0.680
Log Pesquisas	1.81	0.552
Log IR	1.36	0.735
Log IPC	1.69	0.592
Log II	1.51	0.660
Bioma	1.19	0.844

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.980	0.371

Gráfico Q-Q



Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox e Weisber, 2020.

Os resultados indicam que a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna nos PNs brasileiros está associada a múltiplos fatores, incluindo atributos estruturais (como área e idade), intensidade de pesquisa científica, efetividade da gestão (especialmente no que se refere a insumos), características regionais ligadas aos biomas, além de outros aspectos não contemplados neste estudo. De forma geral, o conjunto das variáveis independentes analisadas explicou cerca de 50% da variação observada no número de espécies ameaçadas registradas nos parques.

O coeficiente negativo da visitação observado no modelo final pode refletir diferentes hipóteses: maior presença de visitantes em áreas mais acessíveis e antropizadas (com menor biodiversidade), ou ainda um possível deslocamento de esforços de manejo para a infraestrutura turística em detrimento da conservação.

Por outro lado, a forte associação positiva entre número de pesquisas e ocorrência de espécies ameaçadas pode refletir tanto maior conhecimento da biodiversidade (parques mais antigos e com maior tradição de pesquisas), quanto o direcionamento de maior esforço de pesquisas para áreas mais biodiversas.

Os resultados referentes aos biomas reforçam a importância de se considerar as especificidades ecológicas, históricas e institucionais de cada região. O efeito negativo observado para o bioma Amazônia, por exemplo, pode refletir características biogeográficas, deficiências de manejo ou ainda subnotificação de dados de biodiversidade.

Esses achados reforçam a necessidade de políticas públicas integradas, que articulem estratégias de conservação, gestão adaptativa e uso público responsável. Além disso, evidenciam o valor estratégico da pesquisa científica e do fortalecimento institucional para a conservação da biodiversidade em UCs. A efetividade de conservação dos PNs depende, portanto, em grande medida, da capacidade de equilibrar os interesses de visitação e lazer com a proteção dos recursos naturais, especialmente diante de pressões antrópicas crescentes.

4.2. Resumo da análise inferencial

Neste capítulo, investiguei, por meio de testes estatísticos inferenciais, as associações entre a variável principal visitação, um conjunto de variáveis-controle e a variável dependente ocorrência de espécies ameaçadas da fauna, adotada como indicador

proxy de valor conservacionista dos PNs brasileiros. Os resultados consolidados dessas análises estão sintetizados no Quadro 12, a seguir.

Quadro 12 – Resumo das associações identificadas nas análises inferenciais entre visitação, variáveis-controle e a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna em PNs brasileiros (Jamovi).

variáveis	comparação (Mann- Whitney)	correlação (Spearman)	regressão linear simples	regressão linear múltipla (modelo 8)
visitação	<0,001	<0,05	<0,05**	<0,05
área	NS	NS	NS	<0,01
idade	<0,001	<0,001	<0,001**	<0,05
pesquisas	<0,001	<0,001	<0,001**	<0,05
IE	NS	NS	NS	NS
IR	NS	NS	NS	NS
IPC	<0,05	<0,01	<0,01	NS
II	0,066*	<0,001	<0,001	<0,05
bioma	NA	NA	NS	<0,05***

NS: não significativo ($p > 0,05$); NA: não se aplica;

*Valor de p próximo ao limiar de significância estatística (tendência de associação).

**Modelo estatisticamente significativo, mas com violação do pressuposto de normalidade dos resíduos.

***Significativo apenas para Amazônia e Cerrado em relação à Mata Atlântica.

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021.

Síntese dos principais achados da análise inferencial por variável:

- **Visitação:** apresentou associação pequena, mas estatisticamente significativa com espécies ameaçadas em todos os testes aplicados. No entanto, o sinal do coeficiente oscilou entre positivo e negativo, sugerindo que os efeitos da visitação podem ser tanto positivos quanto negativos, a depender do contexto e das demais variáveis presentes.
- **Área:** apresentou significância estatística apenas no modelo mais completo da regressão linear múltipla (modelo 8). Isso sugere que a sua associação com a ocorrência de espécies ameaçadas é limitada e dependente do controle simultâneo de outras variáveis.
- **Idade:** apresentou associação significativa em todos os testes, reforçando a hipótese de que parques mais antigos tendem a acumular maior conhecimento

sobre sua biodiversidade e registrar mais espécies ameaçadas, possivelmente devido a um histórico de conservação mais prolongado ou um esforço maior de pesquisa e monitoramento.

- **Pesquisas:** foi uma das variáveis com maior robustez estatística, mostrando associação significativa em todos os testes. Esses resultados destacam a relevância do esforço científico como fator associado à detecção e à conservação da biodiversidade. Além disso, o número de pesquisas se correlacionou fortemente com a visitação, sugerindo que o esforço científico pode ser um importante vetor de atratividade turística nos PNs brasileiros.
- **IE e IR:** sem significância estatística em todo os testes, sugerindo uma fraca associação direta com a variável resposta.
- **IPC:** apresentou associação significativa nos testes não-paramétricos e na regressão linear simples, mas perdeu significância no modelo múltiplo, indicando que o seu efeito pode ser colinear ou mediado por outras variáveis.
- **II:** revelou associação significativa em todos os testes, inclusive na regressão múltipla final, indicando que o aporte de recursos aos PNs está positivamente relacionado ao número de espécies ameaçadas. Esse resultado pode refletir maior capacidade operacional, estrutura para monitoramento ou priorização na distribuição de recursos para parques com maior ocorrência de espécies ameaçadas.
- **Bioma:** a inclusão da variável bioma na regressão múltipla contribuiu para o poder explicativo do modelo. No entanto, ela foi significativa apenas para a Amazônia ($p = 0,015$) e Cerrado ($p = 0,017$) em relação à Mata Atlântica, apontando para variações regionais relevantes nesses biomas.

Os resultados deste capítulo reforçam a importância de se considerar simultaneamente fatores estruturais, institucionais, científicos e contextuais para compreender as dinâmicas entre turismo e conservação da biodiversidade em PNs. Políticas públicas integradas e baseadas em evidências podem contribuir para o fortalecimento institucional, a qualificação da visitação e a proteção efetiva dos recursos naturais dos parques.

5. COMPREENSÃO DA ESTRUTURA DOS DADOS DOS PARQUES NACIONAIS BRASILEIROS

A análise exploratória multivariada tem como objetivo identificar padrões, estruturas latentes e relações subjacentes entre múltiplas variáveis simultaneamente, sem formular hipóteses prévias ou realizar testes de significância estatística. Essas técnicas descrevem a organização interna dos dados e revelam como as variáveis se relacionam. As análises inferenciais buscam testar relações específicas e as análises exploratórias fornecem uma visão global da estrutura dos dados, o que auxilia na redução da dimensionalidade (número de variáveis em um conjunto de dados), na detecção de padrões ocultos e na identificação de agrupamentos naturais (Hair *et al.*, 2019).

5.1. Resultados da análise exploratória multivariada

Nas análises a seguir, os 11 PNs brasileiros que não possuíam dados relativos às variáveis estudadas foram excluídos, restando uma amostra de 64 parques.

5.1.1. Análise de componentes principais (PCA)

O objetivo desta análise é resumir o máximo da variabilidade possível com o menor número de componentes, que são combinações lineares das variáveis originais (EPA, 2025). Embora a PCA maximize a variância explicada, os componentes obtidos podem envolver muitas variáveis, o que dificulta a interpretação. Neste estudo, apliquei a rotação “oblimin”, um tipo de “correção” que permite correlação entre os componentes, para melhor ajuste das variáveis entre os componentes. Essas rotações são especialmente úteis quando se acredita que as dimensões subjacentes não são totalmente independentes (Jolliffe e Cadima, 2016).

A Figura 33apresenta os resultados da análise de componentes principais.

Figura 33 – Resultados da análise de componentes principais (Jamovi).

Pesos das Componentes

	Componente			Singularidade
	1	2	3	
Log Idade	0.920			0.204
Log Pesquisas	0.759			0.250
Log Vis	0.646	-0.550		0.150
Log EA	0.634	0.394		0.347
Log IPC		0.898		0.189
Log II		0.819		0.263
Log IR		0.523	0.438	0.473
Log Área			0.930	0.151

Valores próprios iniciais

Componente	Valor próprio	% de Variância total	% acumulada
1	3.035	37.93	37.9
2	1.756	21.96	59.9
3	1.181	14.77	74.7
4	0.836	10.45	85.1
5	0.460	5.75	90.9
6	0.325	4.06	94.9
7	0.258	3.23	98.1
8	0.148	1.85	100.0

Nota. Foi utilizada a rotação 'oblimin'

Sumário

Componente	Valor próprio	% de Variância total	% acumulada
1	2.44	30.5	30.5
2	1.99	24.9	55.3
3	1.54	19.3	74.7

Correlações Inter-componentes

	1	2	3
1	—	0.191	-0.1778
2		—	-0.0265
3			—

Medida de Adequação de Amostragem de KMO

	MAA
Global	0.611
Log Vis	0.587
Log Área	0.565
Log Idade	0.707
Log IR	0.387
Log IPC	0.614
Log II	0.615
Log Pesquisas	0.674
Log EA	0.621

Teste de Esfericidade de Bartlett

χ^2	gl	p
208	28	< .001

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021; Revelle, W. (2019).

O **Componente 1** agrupou as variáveis **idade** (0,920), **pesquisas** (0,759), **visitação** (0,646) e **EA** (0,634), sugerindo associação entre maturidade institucional, conhecimento científico, uso público e relevância ecológica. O **Componente 2** concentrou as variáveis de **efetividade de gestão**: **IPC** (0,898), **II** (0,819), **IR** (0,523), **EA** (0,394). Por fim, o **Componente 3** apresentou forte carga na variável **área** (0,930), que apareceu somente neste componente, e secundariamente em visitação (-0,550) e **IR** (0,438). O coeficiente negativo para visitação indica uma relação inversa com as demais variáveis do componente 3.

Apesar de a rotação “oblimin” permitir correlações entre os componentes, elas foram fracas (Hair *et al.*, 2019), indicando que o conjunto de variáveis se distribui em dimensões distintas. Desse modo, cada componente pode ser interpretado como uma “frente analítica” independente.

Em relação ao atendimento dos pressupostos da PCA, o teste de Bartlett apresentou valor altamente significativo ($p < 0,001$), enquanto o KMO global (0,611) revelou adequação amostral mediana, porém aceitável (Bartlett, 1950; Kaiser, 1974). Esses testes indicam que há correlações suficientes entre as variáveis para justificar o uso da PCA.

As variáveis apresentaram diferentes níveis de integração, com destaque para idade, pesquisas e indicadores de gestão (II, IPC), que exibiram maior consistência de correlação. Apesar do KMO baixo para o indicador de resultados (IR), o conjunto geral de dados mostrou-se estatisticamente apropriado para a extração de componentes principais. A variável IR apresentou singularidade bem maior que as demais (0,473), o que significa que quase metade de sua variância não foi capturada pelos componentes. A singularidade pode variar de 0 a 1, sendo 1 quando ela é independente das demais.

O KMO baixo ($< 0,6$) em algumas variáveis, como visitação, área e IR, sugere cautela na interpretação, mas não invalida a análise, especialmente porque o objetivo da PCA é exploratório e visa identificar agrupamentos latentes entre dimensões heterogêneas.

5.1.2. Análise de agrupamento hierárquico (HCA)

A análise de agrupamento (*cluster analysis*) é uma técnica estatística utilizada quando há muitas variáveis a serem analisadas em um banco de dados. Diferente de outros métodos que buscam novas variáveis ou combinações de variáveis que apresentem

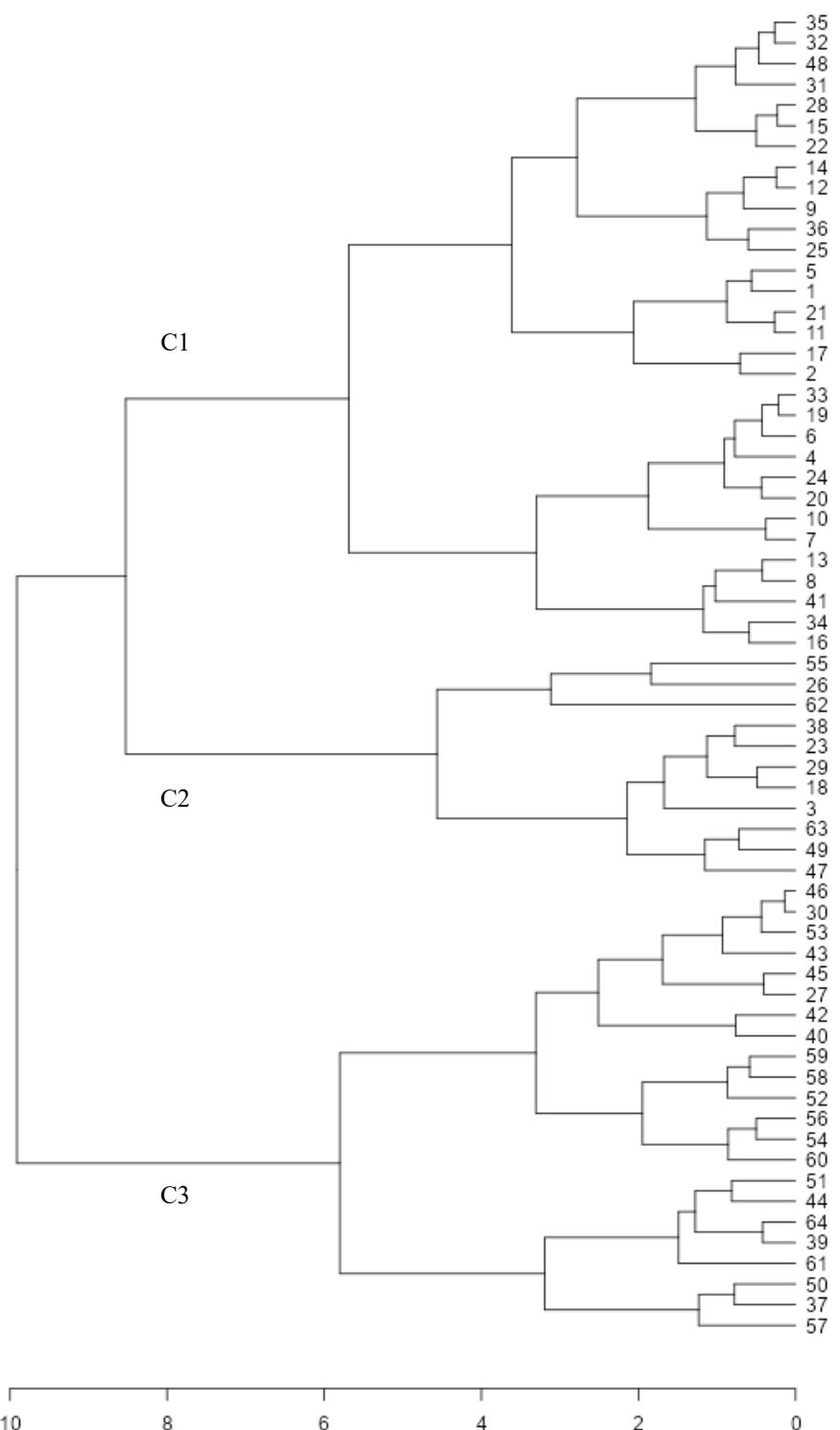
o maior efeito sobre a variável resposta, o foco desta análise é agrupar populações ou subpopulações com base em suas semelhanças. Ela auxilia a desvendar estruturas ou perfis que podem não ser tão óbvios à primeira vista, o que contribui na análise de riscos e na definição de estratégias de ação (Canal Pesquise, 2024).

A análise de agrupamento hierárquica (HCA) apresenta como resultado um dendrograma, que representa visualmente o processo de fusão dos grupos. Nesta pesquisa, a HCA utilizou como entrada (variáveis) os 3 componentes principais extraídos da PCA, os quais padronizaram e sintetizaram as variáveis contínuas transformadas em logaritmo natural (visitação, área, idade, pesquisas, espécies ameaçadas, IPC, II, IR). Optei por 3 agrupamentos (clusters) de parques para manter a coerência analítica com a PCA e facilitar a interpretação. A Figura 34 mostra os resultados da análise hierárquica de agrupamentos e o Quadro 13, a identificação dos parques nacionais no dendrograma.

Figura 34— Resultados da análise hierárquica de agrupamentos (Jamovi).

Summary				Group membership	
Variables	Cases	Distances	Clustering method	Cluster	Number of elements
3	64	euclidean	ward.D2	1	31
				2	11
				3	22

Dendrograma



Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Seol, H. (2023).

Quadro 13 - Identificação dos parques nacionais no Dendograma (Jamovi).

ID	nome do parque	cluster
1	PN da Tijuca	1
2	PN do Iguaçu	1
3	PN de Jericoacoara	2
4	PN da Serra da Bocaina	1
5	PN Marinho de Fernando de Noronha	1
6	PN de Brasília	1
7	PN da Serra dos Órgãos	1
8	PN da Chapada dos Guimarães	1
9	PN dos Lençóis Maranhenses	1
10	PN do Itatiaia	1
11	PN de Aparados da Serra	1
12	PN e Histórico do Monte Pascoal	1
13	PN de Ubajara	1
14	PN de São Joaquim	1
15	PN da Serra Geral	1
16	PN Restinga de Jurubatiba	1
17	PN da Serra da Canastra	1
18	PN dos Campos Gerais	2
19	PN de Caparaó	1
20	PN da Chapada dos Veadeiros	1
21	PN da Serra do Cipó	1
22	PN de Ilha Grande	1
23	PN da Serra do Gandarela	2
24	PN da Chapada Diamantina	1
25	PN da Serra da Capivara	1
26	PN de Sete Cidades	2
27	PN de Anavilhanas	3
28	PN do Superagui	1
29	PN da Serra de Itabaiana	2
30	PN da Chapada das Mesas	3
31	PN da Serra do Itajaí	1
32	PN de Saint-Hilaire/Lange	1

33	PN Marinho dos Abrolhos	1
34	PN da Lagoa do Peixe	1
35	PN do Catimbau	1
36	PN Cavernas do Peruaçu	1
37	PN Serra das Confusões	3
38	PN de Boa Nova	2
39	PN do Jaú	3
40	PN das Emas	3
41	PN Pau Brasil	1
42	PN da Amazônia	3
43	PN Viruá	3
44	PN da Serra do Divisor	3
45	PN Grande Sertão Veredas	3
46	PN da Serra da Bodoquena	3
47	PN das Araucárias	2
48	PN do Descobrimento	1
49	PN da Furna Feia	2
50	PN do Pantanal Matogrossense	3
51	PN de Pacaás Novos	3
52	PN da Serra da Cutia	3
53	PN das Sempre-Vivas	3
54	PN dos Campos Amazônicos	3
55	PN do Alto Cariri	2
56	PN Mapinguari	3
57	PN do Pico da Neblina	3
58	PN do Juruena	3
59	PN das Nascentes do Rio Parnaíba	3
60	PN Serra da Mocidade	3
61	PN Montanhas do Tumucumaque	3
62	PN dos Campos Ferruginosos	2
63	PN Marinho das Ilhas dos Currais	2
64	PN do Cabo Orange	3

Fonte: A Autora.

O dendrograma mostra os três agrupamentos principais (*clusters*), coerentes com a estrutura multivariada representada pelos componentes da PCA.

O primeiro *cluster* reuniu o maior número de parques nacionais brasileiros (31), especialmente aqueles mais antigos, mais visitados, com maior produção científica e maior número de espécies ameaçadas. Esse padrão corresponde a valores mais elevados no componente 1 da PCA.

O segundo *cluster* agregou 11 parques com perfis intermediários. Esses são os parques mais heterogêneos, com maior influência do componente 2 (efetividade de gestão) e menor influência nos componentes 1 e 3, configurando um agrupamento caracterizado por dinâmicas institucionais e territoriais diversas.

O terceiro *cluster* reuniu 22 parques, principalmente os de grande extensão territorial, como os localizados na Amazônia e em regiões remotas do país. Esses parques pontuaram mais no componente 3, que apresentou grande carga na variável área. Trata-se de um grupo marcado pelo isolamento geográfico e por desafios estruturais e de gestão, típicos de unidades de grande escala.

Além disso, 11 parques não participaram da análise devido à ausência de dados em variáveis originais. Eles foram excluídos automaticamente pelo software e, portanto, não aparecem no dendrograma. Eles poderiam ser tratados como um grupo a parte, relacionado a deficiência de dados, mas não podem ser considerados como um quarto componente principal ou cluster, por não terem participado dos cálculos (Hair *et al.*, 2019). São os parques citados nos capítulos anteriores: PN Acari, Araguaia, Boqueirão da Onça, Guaricana, Jamanxim, Monte Roraima, Nascentes do Lago Jari, Rio Novo, Serra das Lontras, Serra do Pardo e Serra do Teixeira.

Além dos 3 *clusters*, que representam os componentes principais, o dendrograma permite identificar os PN que possuem perfis semelhantes, como por exemplo: Tijuca (1) e Fernando de Noronha (5), Iguaçu (2) e Serra da Canastra (17), Serra das Confusões (37) e Pantanal Matogrossense (50), Emas (40) e Amazônia (42), Lagoa do Peixe (34) e Restinga de Jurubatiba (16), Furna Feia (49) e Ilha dos Currais (63), Serra da Capivara (25) e Cavernas do Peruaçu (36), Anavilhanas (27) e Grande Sertão Veredas (45), Caparaó (19) e Abrolhos (33).

5.2. Resumo da análise exploratória multivariada

Neste capítulo, utilizei a análise exploratória multivariada para compreender a organização estrutural dos dados referentes aos PNs brasileiros a partir de duas técnicas complementares: a Análise de Componentes Principais (PCA) e a Análise Hierárquica de Agrupamento (HCA). Após a exclusão dos 11 parques com ausência de dados, as análises foram realizadas com base nas variáveis contínuas transformadas em logaritmo natural e padronizadas, sintetizando diferentes dimensões institucionais, territoriais e ecológicas das unidades.

A PCA identificou três componentes principais capazes de sintetizar a maior parte da variabilidade presente no conjunto de dados. O **Componente 1** reuniu variáveis relacionadas à maturidade institucional, ao acúmulo de conhecimento científico, maior uso público e número de espécies ameaçadas: idade (0,920), pesquisas (0,759), visitação (0,646) e EA (0,634). Esse componente representa um eixo que é caracterizado pelos parques mais consolidados, com maior biodiversidade e maior visibilidade pública.

O **Componente 2** destacou principalmente os indicadores de efetividade de gestão: IPC (0,898), II (0,819) e IR (0,523), EA (0,394). Ele sintetiza a dimensão gerencial e operacional dos parques, captando variações estruturais no esforço de conservação e nos processos de gestão. Esse componente representa um eixo que caracteriza os parques intermediários, com maior heterogeneidade.

O **Componente 3** foi dominado pela variável área (0,930), com influência secundária de visitação (-0,550), com sinal negativo, e IR (0,438). Esse eixo descreve principalmente a dimensão territorial, diferenciando parques pela escala espacial, especialmente os de grande extensão.

Os testes de adequação indicaram condições suficientes para a aplicação da PCA: o teste de Bartlett apresentou valor altamente significativo ($p < 0,001$) e o KMO global foi de 0,611, considerado aceitável para fins exploratórios. As singularidades confirmaram que algumas variáveis (como IR) são menos integradas ao conjunto, mas ainda contribuem para a estrutura geral dos componentes. A rotação oblíqua (oblimin) indicou correlações fracas entre os componentes, sugerindo a existência de três dimensões relativamente independentes.

A HCA foi conduzida utilizando os três componentes extraídos da PCA como variáveis de entrada, o que permitiu sintetizar previamente a estrutura do banco de dados e reduzir efeitos de diferentes escalas entre as variáveis originais (padronização). O

dendrograma evidenciou **três agrupamentos principais**, coerentes com a estrutura multivariada identificada pela PCA.

O **Cluster 1** reuniu o maior conjunto de parques (31 unidades), caracterizados por maiores valores no Componente 1, ou seja, mais velhos, mais pesquisados, mais visitados e com maior registro de espécies ameaçadas. Trata-se do grupo composto pelos parques mais consolidados.

O **Cluster 2** agrupou 11 parques com características intermediárias e maior heterogeneidade. Esses parques apresentaram influência mais expressiva do Componente 2 (relacionado à efetividade de gestão e secundariamente à presença de espécies ameaçadas), mas com níveis moderados nas demais dimensões.

O **Cluster 3**, composto por 22 parques, reuniu principalmente as unidades de grande extensão territorial, muitas localizadas na Amazônia e em regiões remotas. São parques que apresentaram valores elevados no Componente 3 (escala territorial), mas baixos nos demais componentes.

Por fim, os 11 parques excluídos por ausência de dados não integram o dendrograma e não constituem um agrupamento adicional, embora possam ser reconhecidos como um subconjunto marcado por lacunas de informação.

Na análise exploratória multivariada, as variáveis deixaram de ser analisadas de forma isolada e passaram a ser compreendidas como conjuntos de processos, que influenciam a ecologia, o uso público e a gestão dos PNs.

6. DISCUSSÃO

Esta pesquisa teve como objetivo investigar associações entre os níveis de visitação, variáveis institucionais e ecológicas, e a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna nos PNs brasileiros, com base em dados secundários.

A análise descritiva contextualizou o sistema de parques nacionais brasileiros, a análise inferencial testou hipóteses e respondeu perguntas como, se existe associação entre as variáveis e qual a força dessas relações, e por fim, a análise exploratória evidenciou os padrões ocultos e latentes entre as variáveis e a existência de perfis de parques. Essa abordagem contribuiu para visualizar grupos de parques que exigem estratégias turísticas semelhantes, reforços de gestão específicos e prioridades diferenciadas para conservação da biodiversidade.

Os principais achados sugerem que os níveis de visitação nos PNs não estão relacionados de forma linear e direta com a ocorrência de espécies ameaçadas e que esta última está associada a múltiplos fatores, entre eles o esforço de pesquisa científica, a disponibilidade de insumos para a gestão, a idade e bioma dos parques.

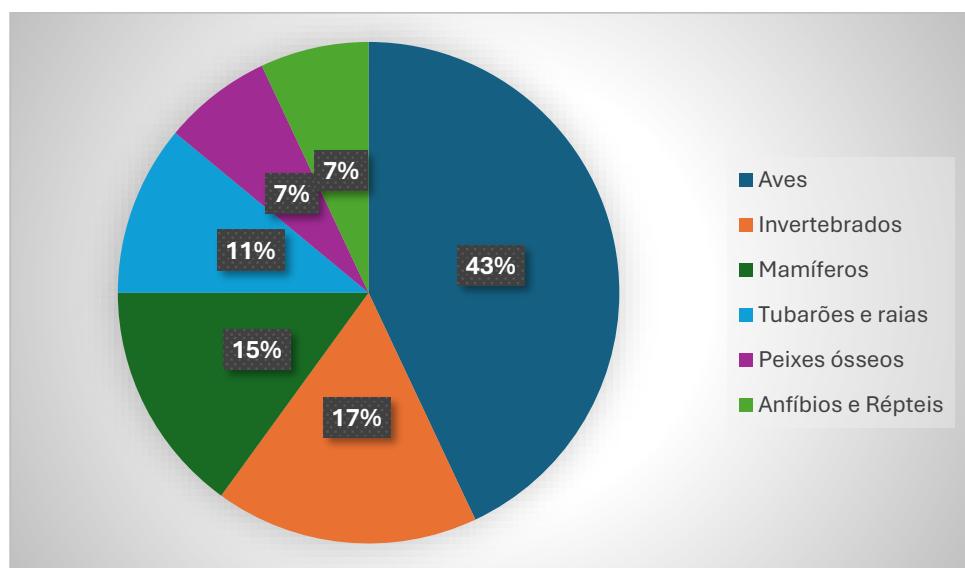
6.1. Parques nacionais como refúgios de fauna ameaçada

Os PNs, de domínio público e proteção integral, se destacam como instrumentos da conservação *in situ*, ao assegurarem a manutenção de processos ecológicos, a integridade das paisagens naturais em larga escala e a proteção de espécies ameaçadas. Os resultados da presente pesquisa reforçam esse papel estratégico dos PNs brasileiros. Das 1.253 espécies da fauna ameaçadas no Brasil, 339 (27%) ocorrem em PNs. Destas, 52% são classificadas como *vulneráveis* (VU), 33% como *em perigo* (EN) e 15% como *criticamente em perigo* (CR).

Entre os grupos taxonômicos ameaçados mais representativos, as aves lideram com 144 espécies (42%), das quais 60% são endêmicas e 59% estão na categoria VU. Em seguida, destacam-se os invertebrados (17%), sobretudo os terrestres (14%), estes últimos com 98% de endemismo e maior proporção nas categorias EN (43%) e CR (18%). Os mamíferos somam 52 espécies (15%), com 54% de endemismo, 60% em categoria VU e 35 % em EN. Os tubarões e raias representam 11%, com metade das espécies na categoria CR, mas com baixo endemismo. Os peixes ósseos (7%), anfíbios e

répteis (7 %) completam o quadro, com destaque para os peixes continentais, que apresentam alto endemismo (77 %) e maior risco de extinção (23% CR e 46% EN) e os anfíbios, em situação particularmente crítica, com 90% de endemismo e 90% das espécies classificadas como CR (Figura 35).

Figura 35 - Distribuição dos grupos taxonômicos das espécies ameaçadas da fauna registradas nos parques nacionais brasileiros em 2024 (SALVE).



Fonte: A Autora.

Esses dados demonstram a diversidade e especificidade da fauna ameaçada presente nos PNs, o que reforça a importância dessas áreas como refúgios de espécies de todos os grupos taxonômicos.

Em termos absolutos, a maior quantidade de registros de espécies ameaçadas se concentra nos parques da Mata Atlântica (40%), seguida pela Amazônia (21%), Cerrado (19%), Caatinga (9%), Costeiro-Marinho (7%), Pampa (2%) e Pantanal (1%). Contudo, ao analisar a mediana do número de espécies ameaçadas dos parques por bioma, o ambiente Costeiro-Marinho lidera (32 espécies), seguido por Pampa (22), Mata Atlântica (13), Cerrado (12), Amazônia e Caatinga (ambos com 9) e Pantanal (8).

Além disso, os dados demonstram grande variabilidade no registro de espécies ameaçadas entre parques de mesmo bioma. Embora a Mata Atlântica lidere em números absolutos, vários de seus parques apresentam números de espécies ameaçadas abaixo do primeiro quartil. É o caso dos PNs Alto Cariri, Araucárias, Campos Gerais, São Joaquim,

Serra de Itabaiana e Serra do Gandarela. Todos esses parques têm menos de 20 anos de existência, com exceção do PN de São Joaquim (62 anos, 8 espécies ameaçadas). Por outro lado, alguns parques apresentam valores extremos, considerando a mediana dos respectivos biomas, como os PNs da Amazônia (30), Chapada Diamantina (25), Cavernas do Peruaçu (21), Itatiaia (46) e Serra dos Órgãos (38).

A título de informação, alguns parques com números de espécies ameaçadas abaixo da mediana foram:

- Amazônia: Acari, Anavilhanas, Campos Ferruginosos, Montanhas do Tumucumaque, Monte Roraima, Nascentes do Lago Jari, Pacaás Novos, Pico da Neblina, Rio Novo, Serra da Mocidade e Serra do Divisor.
- Caatinga: Boqueirão da Onça, Catimbau, Furna Feia, Jericoacoara e Serra do Teixeira.
- Cerrado: Chapada das Mesas, Chapada dos Guimarães, Nascentes do Rio Parnaíba, Serra da Bodoquena e Sete Cidades.
- Mata Atlântica: Alto Cariri, Aparados da Serra, Araucárias, Campos Gerais, Ilha Grande, Saint-Hilaire/Lange, São Joaquim, Serra de Itabaiana, Serra do Gandarela, Serra do Itajaí, Serra Geral e Tijuca.

Chamam a atenção alguns parques com altos níveis de visitação e valores de espécies ameaçadas abaixo da mediana dos respectivos biomas, como é o caso dos PNs Anavilhanas (8 espécies), Monte Roraima (0), Catimbau (5), Jericoacoara (3), Chapada das Mesas (7), Chapada dos Guimarães (10), Sete Cidades (1), Aparados da Serra (11), São Joaquim (8), Tijuca (12). Isso pode indicar deficiências no esforço de pesquisa e monitoramento de espécies ou uma gestão mais voltada para a visitação do que para a conservação. Apenas três parques entre os 75 analisados não têm registros de espécies ameaçadas: PNs Acari, Serra do Teixeira (ambos criados recentemente e sem monitoramento de visitação) e Monte Roraima.

O PN Monte Roraima é o segundo mais visitado da Amazônia e tem mais de três décadas de existência. Apesar de ser possível que não existam espécies ameaçadas na região, isso merece ser investigado, pois sugere limitações institucionais e deficiência de dados.

Nesse sentido, a literatura reforça a importância de integrar conhecimento científico à gestão das UCs. Vercillo (2021), ao analisar os resultados dos Planos de Ação

Nacionais - PANs (instrumento do governo federal para a conservação das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Brasil), mostrou que ações locais apresentam mais resultados do que ações relacionadas a políticas nacionais de uso e transformação do território. O envolvimento de gestores das UCs na elaboração e implementação dos PANs, portanto, é importante para a política de conservação de espécies ameaçadas, pois permite aproveitar a expertise desses atores no planejamento e a integração das ações dos PANs à rotina das unidades. O estudo reforça também a importância da identificação, avaliação e monitoramento das espécies ameaçadas, pois elas sintetizam a crise da biodiversidade e funcionam como indicadores do declínio ecológico e das limitações das políticas de proteção.

Entretanto, é preciso cautela ao interpretar os dados sobre espécies ameaçadas. Embora o número de espécies ameaçadas seja comumente interpretado como um sinal de alerta quanto à perda de biodiversidade, pode sinalizar também avanços da pesquisa científica e o fortalecimento das instituições ambientais. PNs próximos a centros acadêmicos e UCs mais antigas tendem a apresentar os maiores registros.

Além disso, apesar de haver alguma sobreposição entre áreas com alta riqueza de espécies e aquelas com maior concentração de espécies ameaçadas ou endêmicas, essas categorias nem sempre coincidem. Espécies ameaçadas geralmente ocorrem em regiões sujeitas a maiores impactos antrópicos, enquanto espécies endêmicas estão associadas a condições geográficas ou evolutivas específicas. Por isso, a ocorrência de espécies ameaçadas deve ser utilizada em conjunto com outros indicadores, para evitar o risco de superestimar áreas bem estudadas e subestimar regiões pouco conhecidas (Bonn *et al.*, 2002; Noss, 1990; Reid *et al.*, 1993).

Adicionalmente, o viés taxonômico e as preferências sociais influenciam os dados de biodiversidade. Troudet *et al.* (2017) demonstraram, em uma análise baseada em mais de 600 milhões de registros do GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*), que grupos como o das aves são super-representados, em parte devido ao interesse popular. Esse padrão se mantém estável há décadas, e o número de registros de aves cresce desproporcionalmente. O número de páginas na Internet sobre uma espécie se correlaciona mais com os registros no GBIF do que o número de artigos científicos, sugerindo que o interesse social molda o conhecimento disponível sobre as espécies. Esse viés restringe o conhecimento sobre a biodiversidade e dificulta ações efetivas de conservação. Para reverter esse quadro, os autores recomendam maior incentivo à ciência cidadã e promoção de pesquisas sobre espécies dos grupos menos estudados.

A ciência cidadã pode ser entendida como a participação de voluntários na coleta e/ou no processamento de dados científicos. Suas origens remontam a períodos anteriores à profissionalização das ciências biológicas, quando personalidades movidas pela curiosidade e pela paixão pela natureza — como Charles Darwin, cuja prática foi colaborativa e independente de instituições acadêmicas formais — deram contribuições decisivas ao conhecimento científico. O crescimento recente dessa abordagem está diretamente associado ao avanço tecnológico, sobretudo da Internet e de softwares especializados, que ampliaram as formas de engajamento de não especialistas em atividades científicas. Ao democratizar o processo de produção do conhecimento, ela também fortalece a educação ambiental e promove uma aproximação mais efetiva entre ciência e sociedade (Silvertown, 2009).

Os resultados desta pesquisa indicam que 46% das espécies ameaçadas registradas nos PN's brasileiros pertencem ao grupo das aves, o que pode estar associado ao crescimento do turismo de observação e à ciência cidadã. Os observadores de aves utilizam plataformas como *eBird* e *WikiAves* para identificar e registrar as espécies encontradas, contribuindo significativamente para a sua detecção e o seu monitoramento (Develey, 2021). Um exemplo disso pode ser o PN da Amazônia, reconhecido destino de aviturismo, que apresentou um número de espécies ameaçadas bem superior à mediana do bioma (30 espécies), das quais 67% são aves. O turismo de observação de vida selvagem, portanto, se revela como uma estratégia promissora não apenas para fomentar o turismo sustentável nos parques, mas também para impulsionar o mapeamento de espécies.

Complementarmente, os resultados desta pesquisa convergem com os de Silva e Santos (2024), que identificaram que as 75 AMCs brasileiras abrigam 78% das espécies marinhas ameaçadas da fauna nacional. A maior proporção de espécies ameaçadas nas AMCs pode estar relacionada ao caráter migratório de muitas espécies marinhas. Outro achado relevante desse estudo é que houve associação entre a riqueza de espécies e o número de espécies ameaçadas nas AMPs ($r = 0,49$; $p < 0,05$). Em ambos os estudos chama a atenção a presença de UCs sem registros ou com registros muito reduzidos de espécies ameaçadas, o que indica possíveis lacunas de pesquisa, de avaliação da fauna e de monitoramento — aspecto que merece investigação mais aprofundada.

Para enfrentar a crise atual de extinção de espécies, é importante fortalecer a base científica da gestão dos parques e reconhecer o seu valor insubstituível para a biodiversidade (Lunney, 2017).

6.2. Visitação e espécies ameaçadas: uma relação complexa

A interface dos PNs com a sociedade tem ganhado relevância crescente na gestão dessas unidades, especialmente por meio da visitação pública, da educação ambiental e do ecoturismo. Diversos estudos indicam que, quando planejado e manejado adequadamente, o turismo de natureza pode não apenas promover a conservação da biodiversidade, mas também gerar receitas capazes de retroalimentar ações de manejo e proteção de espécies (Buckley, 2010; Fennell, 2014; Morrison *et al.*, 2012). Além disso, evidências empíricas, como as de Siikamäki *et al.* (2015) e Chung *et al.* (2018), sugerem que áreas com maior diversidade de habitats e presença de espécies ameaçadas tendem a atrair mais visitantes, indicando sinergia entre conservação da biodiversidade e atratividade turística.

Este estudo buscou investigar a existência dessa sinergia no contexto dos PNs brasileiros, analisando a associação entre os níveis de visitação e a ocorrência de espécies ameaçadas. Os resultados indicaram associação entre essas variáveis em todos os testes realizados. No entanto, houve oscilação no sinal do coeficiente, o que sugere que a relação da visitação com a ocorrência de espécies ameaçadas pode ser positiva ou negativa, a depender do conjunto de variáveis-controle consideradas nos modelos.

A análise descritiva evidenciou que a visitação nos PNs é fortemente concentrada na Mata Atlântica, que apresenta número total de visitantes quase cinco vezes superior ao da Caatinga, segundo bioma mais visitado, seguida pelo Cerrado. Nos demais biomas, a visitação é pouco expressiva: na Amazônia, os números são extremamente baixos e há apenas cinco parques distribuídos nos demais biomas (três costeiro-marinhos, um no Pampa e um no Pantanal). Em termos medianos, a Mata Atlântica também lidera, com valor quase quatro vezes maior que o do Cerrado, seguido pela Caatinga. Além disso, há forte variabilidade entre parques de cada bioma e grande concentração de visitantes em poucos PNs com valores extremos (*outliers*).

Essa concentração ficou particularmente evidente na Mata Atlântica, onde o PN da Tijuca (média anual de 2.709.998 visitantes até 2022) e o PN do Iguaçu (1.476.437) destoam fortemente da mediana do bioma (60.186). Na Amazônia, destacam-se os PNs Anavilhas (14.450) e Monte Roraima (3.225), frente a uma mediana do bioma de apenas 120 visitantes anuais, refletindo possíveis barreiras como isolamento geográfico, limitações de infraestrutura e menor integração com as rotas turísticas convencionais.

O sistema Jamovi identificou 10 parques como *outliers*², responsáveis por 76% de toda a visitação a PNs brasileiros. Outros 10 parques³ não apresentavam registros de visitação para o período analisado — em sua maioria parques jovens (<20 anos), com exceção do PN do Araguaia, no Cerrado (64 anos).

Na análise inferencial, o teste de Mann-Whitney indicou que o grupo de PNs mais visitados apresentou mediana significativamente superior de número de espécies ameaçadas da fauna que o grupo menos visitado (12 vs 10; $p = 0,007$). A diferença entre as medianas de visitação anual dos dois grupos também foi marcante (80.803 vs 431; $p < 0,001$). O teste de correlação de Spearman revelou correlação positiva, ainda que fraca, entre o número de visitantes dos PN e o número de espécies ameaçadas ($r = 0,292$; $p < 0,05$). Além disso, a visitação apresentou correlação significativa com as variáveis-controle: forte e positiva com o número de pesquisas ($r = 0,734$; $p < 0,001$), moderada e positiva com a idade dos parques ($r = 0,552$; $p < 0,001$), moderada e negativa com a área dos parques ($r = -0,451$; $p < 0,001$) e fraca e negativa com o indicador de resultados do SAMGE ($r = -0,381$; $p < 0,01$).

Na regressão linear simples, a visitação apresentou associação positiva pequena com o número de espécies ameaçadas (R^2 ajustado = 0,051; $\beta = 0,0596$; $p = 0,04$). O inverso também ocorreu: o número de espécies ameaçadas influenciou a visitação (R^2 ajustado = 0,051; $\beta = 1,11$; $p = 0,04$), sugerindo uma relação bidirecional. Contudo, a maioria das variáveis-controle apresentou associação mais forte com o número de espécies ameaçadas do que a visitação. Em ordem decrescente: II, pesquisas, idade, IPC. Por outro lado, analisando a visitação como variável resposta, as associações mais fortes foram, em ordem decrescente: pesquisas, idade, área e IR. As duas últimas, com associação negativa.

Na regressão linear múltipla, a visitação apresentou associação estatisticamente significativa com a ocorrência de espécies ameaçadas em todos os modelos em que foi incluída, exceto nos modelos 3 a 5, nos quais foram incorporadas, respectivamente, idade, pesquisas e IR. O coeficiente foi positivo até o modelo 3, mas tornou-se negativo

² PNs Anavilhas (14.450 visitantes anuais), Monte Roraima (3.225), Jaú (2.460), Amazônia (1.366) Jericoacoara (965.217), Ubajara (94.448), Brasília (201.535), Tijuca (2.709.998), Iguacu (1.476.437) e Serra da Bocaina (402.760).

³ PNs Acari, Jamanxim, Nascentes do Lago Jari, Rio Novo, Serra do Pardo, Boqueirão da Onça, Serra do Teixeira, Araguaia, Guaricana, Serra das Lontras.

a partir do modelo 4 (quando foi incluída a variável pesquisas). No modelo final (com todas as variáveis), a visitação apresentou associação negativa com espécies ameaçadas ($p = 0,042$). Isso sugere que, controladas as demais variáveis, os parques mais visitados tendem a ser os que apresentam menos espécies ameaçadas da fauna (ou menor valor conservacionista).

A inversão do sinal do coeficiente pode estar relacionada a efeitos de supressão, paradoxo de Simpson ou multicolinearidade. Esses fenômenos reforçam a necessidade de cautela na interpretação de análises bivariadas e a importância de considerar as interações entre as variáveis.

Os efeitos de mediação, confusão e supressão, embora conceitualmente distintos, são estatisticamente equivalentes no contexto de modelos de regressão linear. A mediação se caracteriza por uma relação causal indireta entre a variável independente (X) e a dependente (Y), mediada por uma terceira variável (M). A confusão, por sua vez, refere-se à distorção dessa relação devido à influência de uma variável adicional correlacionada tanto com X quanto com Y, mas que não integra necessariamente a cadeia causal. Já o efeito de supressão ocorre quando a introdução de uma terceira variável no modelo aumenta ou inverte o coeficiente de X sobre Y, revelando um efeito latente anteriormente oculto na análise bivariada (MacKinnon *et al.*, 2000).

Outro possível motivo para a reversão do sinal do coeficiente da variável é o efeito de composição conhecido como paradoxo de Simpson, no qual uma tendência observada no conjunto geral de dados se inverte quando os dados são analisados em subgrupos (Julious e Mullee, 1994). Esse fenômeno reforça a importância de considerar a heterogeneidade estrutural dos dados. Uma alternativa para lidar com essa situação seria trabalhar com amostras estratificadas, testando, por exemplo, as associações entre visitação e ocorrência de espécies ameaçadas apenas em determinados biomas, em parques com mais de 20 anos de criação, ou em unidades com níveis mais elevados de esforço de pesquisa ou de insumos (II).

Além disso, a presença de multicolinearidade entre algumas variáveis pode ter inflacionado os erros padrão e comprometido a estabilidade dos coeficientes estimados, dificultando a identificação do efeito isolado de cada variável no modelo. Nesses casos, a interpretação dos efeitos individuais das variáveis se torna menos confiável, mesmo quando o ajuste global do modelo é satisfatório (Graham, 2003).

Certas variáveis-controle apresentaram associação moderada a alta com a visitação no teste de correlação, como pesquisas ($r = 0,734$) e idade ($r = 0,552$), com

VIFs ligeiramente superiores a 3 em alguns modelos. Embora o limite de 10 seja frequentemente utilizado como referência nas pesquisas, VIFs acima de 3 já podem indicar colinearidade moderada, dependendo do contexto (Graham, 2003). Neste estudo, adotei o valor intermediário de 5 como critério para colinearidade (Chung *et al.*, 2018). Nessas condições, apenas o índice de efetividade de gestão ultrapassou esse limite e foi eliminado da análise. É importante considerar, por outro lado, que a adoção de limites mais restritivos de VIF aumenta o risco de exclusão de variáveis relevantes ao modelo, o que também pode comprometer a análise (O'Brien, 2007).

Assim, os resultados sugerem que a visitação possui associação pequena com o número de espécies ameaçadas da fauna nos PNs, podendo ser positiva ou negativa, dependendo do contexto. Embora associações positivas tenham sido observadas nas análises bivariadas, o coeficiente foi instável nos modelos múltiplos, indicando interação ou sobreposição com as outras variáveis da pesquisa.

Esses achados dialogam com os de Silva e Santos (2024), que analisaram as AMPs federais brasileiras a partir da hipótese de que as UCs mais visitadas tenderiam a concentrar mais espécies marinhas ameaçadas por oferecerem melhores condições para a sobrevivência dessas espécies. Ambos os estudos buscaram avaliar, entre outras variáveis, o efeito da visitação sobre a biodiversidade de forma abrangente, evitando análises restritas a determinados contextos e espécies e sem adotar o enfoque social, predominante na maioria das pesquisas sobre ecoturismo (Stronza e Pegas, 2008; Wardle *et al.*, 2021).

Silva e Santos (2024) não encontraram efeito estatisticamente significativo da visitação acumulada (2012-2021) sobre o número de espécies ameaçadas registradas nas AMPs, resultado que os autores atribuíram à baixa taxa de visitação dessas unidades. A análise contemplou 34 AMPs (45% do total), limitada às unidades que dispunham de dados de visitação.

Nos PNs, embora o monitoramento da visitação pareça ser mais consistente — com ausência de registros em apenas 10 unidades —, chama a atenção também a ocorrência de valores extremamente reduzidos em alguns parques, aspecto que merece investigação mais aprofundada.

Estudos internacionais reforçam essa perspectiva. Brown *et al.* (2023) analisaram 86 AMCs em diferentes países e constataram que as UCs que cobravam taxas de visitação apresentaram maior ganho de biomassa de peixes, especialmente aquelas com baixas pontuações de efetividade de gestão (NEOLI). No entanto, a intensidade do turismo não

teve efeito significativo direto sobre o ganho de biomassa de peixes. O critério NEOLI (*No-take, Enforced, Old, Large, Isolated*), proposto por Edgar *et al.* (2014), avalia a efetividade de AMCs com base em cinco atributos: proteção integral (proibição da pesca), fiscalização efetiva, tempo de existência superior a 10 anos, área maior que 100 km² e isolamento geográfico, o que facilita a identificação dos limites da UC.

No estudo de Brown *et al.* (2023), contrariando a hipótese inicial, os efeitos mais acentuados da cobrança de taxas de visitação sobre a biomassa de peixes ocorreram em AMCs com pontuações mais baixas de efetividade de gestão, sugerindo que a receita obtida contribuiu para suprir deficiências financeiras e operacionais nessas unidades.

No contexto nacional, resultados semelhantes foram encontrados por De Castro (2018) ao analisar o PN da Serra dos Órgãos, onde a visitação foi associada a diversos indicadores de sucesso da gestão, como número de servidores, realização de pesquisas, ações de fiscalização e apoio social à conservação. Para ele, o uso público deve ser incentivado desde a criação da UC, e não tratado como um objetivo secundário a ser implementado apenas após o fortalecimento e amadurecimento da gestão. De acordo com os achados da presente pesquisa, o PN Serra dos Órgãos, na Mata Atlântica, está entre os três PNs brasileiros mais antigos, é o sétimo mais visitado, e apresenta a segunda colocação em pontuação de IPC, número de pesquisas e número de espécies ameaçadas.

Outros estudos brasileiros, como Fontoura *et al.* (2021) e De Omena e Hanazaki (2022), reforçam percepções de gestores de PNs quanto à contribuição positiva da visitação para a conservação. Os autores sugerem que não há comprometimento direto da conservação da biodiversidade decorrente da visitação, mesmo em altos níveis, desde que exista infraestrutura adequada, capacidade de controle dos fluxos e monitoramento efetivo dos impactos ambientais da visitação.

Fontoura *et al.* (2021), que compararam a percepção de gestores de PNs no Brasil e nos EUA, apontaram que alguns gestores brasileiros atribuem ao turismo um papel relevante na redução de infrações ambientais, percepção menos expressiva nos EUA, possivelmente em razão da maior infraestrutura e da capacidade de gestão dos parques norte-americanos.

No entanto, estudos como Zimmermann (2006) indicam que a política de gestão dos PNs no Brasil apresenta características mais restritivas ao uso público, fundamentadas em preocupações com os impactos negativos, as deficiências de infraestrutura e de capacidade de gestão. Parques nacionais de países vizinhos, como Argentina e Equador, que enfrentam desafios semelhantes aos do Brasil, em geral

apresentam práticas mais inclusivas, como parcerias institucionais, sinalização adequada, centros de visitantes e maior envolvimento comunitário.

Considerando o tamanho da população e os níveis de visitação pública aos PNs no Brasil, fica claro que eles não sofrem com pressões causadas pelo excesso de visitantes, com poucas exceções. Pelo contrário, um dos desafios persistentes no SNUC, após mais de duas décadas de existência, é a integração efetiva entre conservação e uso público (Drummond *et al.*, 2024).

Nesse sentido, Weaver e Lawton (2017) propõem uma mudança de paradigma ao defender que os visitantes deixem de ser vistos como ameaças para potenciais parceiros da conservação. Para isso, sugerem estimular a sua motivação e engajamento a fim de contribuir ativamente para a melhoria e manutenção das UCs, por meio de voluntariado, como na remoção de resíduos, na sinalização de trilhas, no plantio de espécies nativas, no monitoramento de fauna e no ativismo em prol da conservação.

Por outro lado, não se pode ignorar que a visitação pode gerar efeitos negativos sobre os ecossistemas. Há relatos de experiências de parcerias para prestação de serviços turísticos em UCs que não resultaram em ganhos à conservação ou que geraram impactos negativos. Por isso, os parques devem ser compreendidos prioritariamente como ativos estratégicos de conservação, e não apenas como recursos turísticos (Buckley, 2010; Marion *et al.*, 2016; Pickering *et al.*, 2018).

Ainda assim, diante dos crescentes desafios políticos e econômicos que ameaçam a conservação, é essencial repensar a forma como as UCs são apresentadas à sociedade e aos tomadores de decisão. Os visitantes geram capital político mensurável, algo que valores econômicos ou ecológicos, por si só, não garantem (Buckley, 2009). Nesse sentido, Jepson *et al.* (2017) propõem que as UCs sejam visualizadas como portfólios de ativos espaciais (*spatial assets*) capazes de gerar valor a longo prazo, abrangendo não só a conservação da biodiversidade, mas também a qualidade de vida, a identidade nacional e a provisão de serviços ecossistêmicos.

O Brasil, no entanto, ainda enfrenta alguns entraves ao desenvolvimento da recreação e turismo nos PNs brasileiros, segundo estudo do Instituto Semeia (2021), como:

- desalinhamento de visão entre os atores envolvidos;
- iniciativas desarticuladas e deficiência de coordenação do uso público;
- fraco reconhecimento dos parques como destinos turísticos;

- dificuldades de acesso aos parques e aos seus atrativos;
- infraestrutura de visitação precária e oferta limitada de atrativos e serviços;
- instrumentos de gestão e fiscalização deficientes.

Nesse cenário, a recém-promulgada Política Nacional de Incentivo à Visitação a Unidades de Conservação (Brasil, 2025) pode representar um avanço. A nova legislação promete trazer maior flexibilidade financeira e descentralização à administração dos parques. Isso pode contribuir para mitigar alguns dos entraves identificados, pois autorizou os órgãos executores do SNUC a contratarem instituições financeiras para gerir fundos privados destinados ao financiamento e apoio da visitação às UCs. Além desses fundos, a política prevê ainda instrumentos como incentivos fiscais, financeiros e creditícios; contratação de pessoal por tempo determinado; delegação de serviços (acordos, concessões, permissões e autorizações); termos de ajustamento de conduta, entre outros mecanismos.

Em síntese, os resultados desta pesquisa, em consonância com a literatura revisada, não permitem afirmar que a visitação apresente uma relação direta consistente (positiva ou negativa) com o número de espécies ameaçadas da fauna registrado nos PNs brasileiros. Entretanto, é possível inferir que existe uma cultura desfavorável ao uso público dos PNs no Brasil, evidenciada pelos baixos níveis de visitação e pela forte concentração em poucas unidades. Esse cenário merece ser revisto, não como uma ameaça, mas como uma oportunidade de posicionar a recreação e o turismo como ações estratégicas para melhorar a infraestrutura e a capacidade operacional dos PNs e, consequentemente, a gestão da conservação.

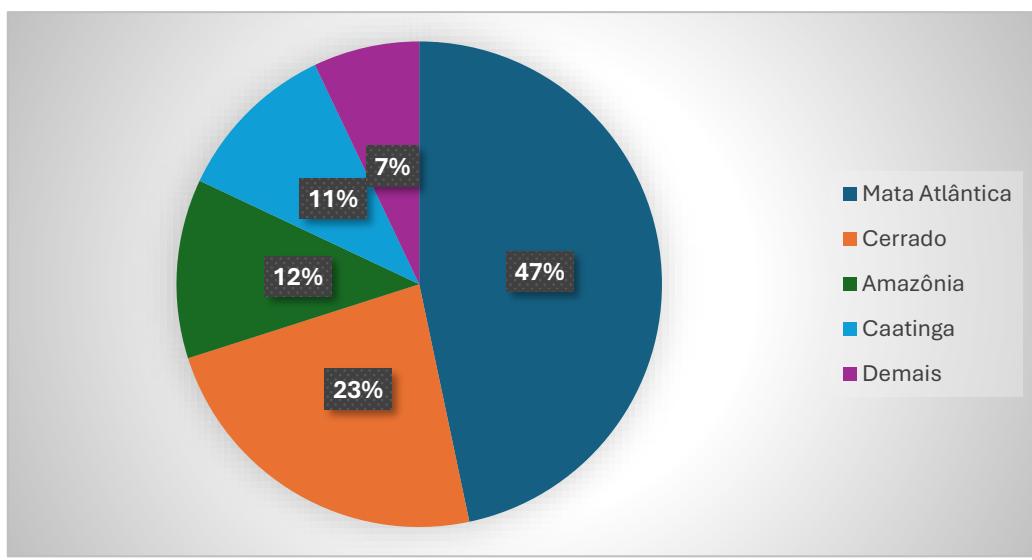
6.3. Pesquisas como driver de visitação e de conservação da biodiversidade

O número de pesquisas realizadas nos PNs foi a variável que revelou ter a maior consistência estatística em todas as análises, mostrando associação positiva tanto com o número de espécies ameaçadas quanto com o nível de visitação. Esses resultados sugerem que o esforço de pesquisa é um vetor central não só para a geração de conhecimento sobre a biodiversidade, mas também um elemento estratégico para a gestão da conservação e do uso público.

No entanto, na análise descritiva, ficou evidente que a distribuição espacial do esforço de pesquisa é desigual entre os biomas e entre os parques. A Mata Atlântica

responde por 46% de todos os 10.795 relatórios de pesquisa registrados entre 2013 e 2022 no SISBIO, seguido por Cerrado (23%), Amazônia (12%), Caatinga (11%) e demais biomas (7%), conforme a Figura 36.

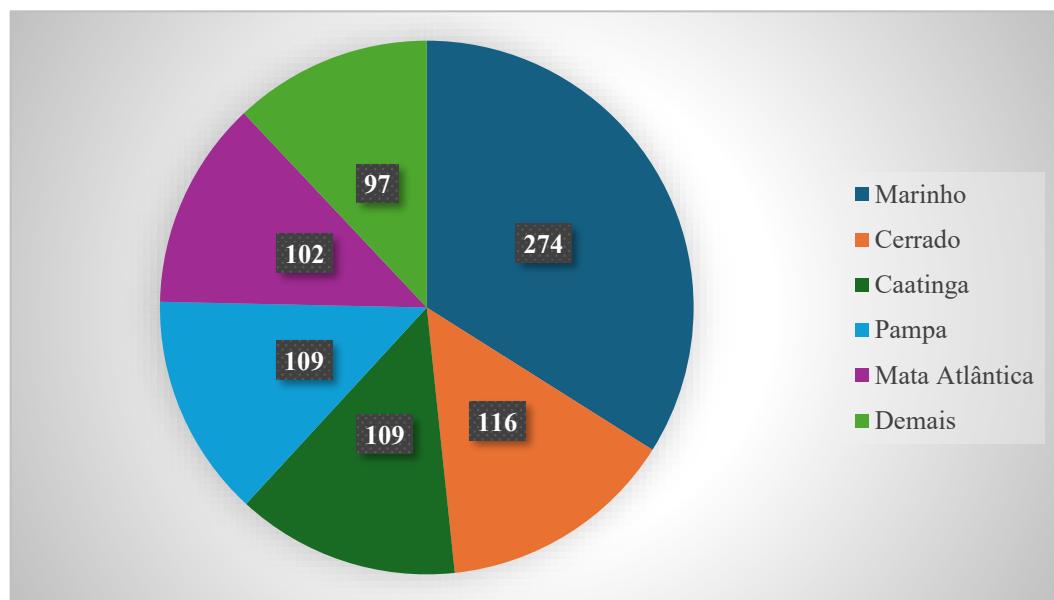
Figura 36 – Percentuais do total de pesquisas realizadas em parques nacionais brasileiros (n = 10.795). por bioma, no período de 2013 a 2022 (SISBIO).



Fonte: ICMBIO 2024 (b).

Considerando a mediana do número de pesquisas por parque por bioma, o ambiente Marinho passa a se destacar (274), seguido de Cerrado (116), Caatinga e Pampa (109), Mata Atlântica (102), Amazônia (52) e Pantanal (45), conforme a Figura 37.

Figura 37 – Medianas dos números de pesquisas realizadas por parque nacional brasileiro, por bioma, no período de 2013 a 2022 (SISBIO).



Fonte: ICMBIO 2024 (b).

A concentração regional do esforço de pesquisa pode gerar vieses na distribuição do conhecimento e, consequentemente, na percepção da importância conservacionista de diferentes unidades. Essa disparidade reforça a necessidade de políticas públicas que incentivem o fortalecimento da pesquisa científica em biomas e parques menos estudados, contribuindo para uma gestão mais equitativa e eficaz da biodiversidade nos PNs. A desigualdade é ilustrada por parques que apresentaram valores extremos no número de pesquisas registradas, como Viruá (184 registros), Anavilhanas (182), Chapada Diamantina (311), Serra do Cipó (531), Itatiaia (796), Serra dos Órgãos (704), Tijuca (518). Em contrapartida, diversos parques registraram números abaixo da mediana de seus respectivos biomas. Exemplos incluem:

- **Amazônia:** Acari, Campos Ferruginosos, Jamanxim, Monte Roraima, Pico da Neblina, Nascentes do Lago Jari, Pacaás Novos, Rio Novo, Serra da Cutia, Serra do Pardo.
- **Caatinga:** Boqueirão da Onça, Furna Feia, Jericoacoara, Serra das Confusões, Serra do Teixeira.
- **Cerrado:** Araguaia, Chapada das Mesas, Grande Sertão Veredas, Lençóis Maranhenses, Nascentes do Rio Parnaíba, Serra da Bodoquena, Sete Cidades.

- **Mata Atlântica:** Alto Cariri, Araucárias, Boa Nova, Campos Gerais, Descobrimento, Guaricana, Ilha Grande, Monte Pascoal, Pau Brasil, Saint-Hilaire/Lange, Serra das Lontras, Superagui.

Chama a atenção o fato de que alguns desses parques apresentam altos níveis de visitação e baixos níveis de pesquisa, destoando da tendência de associação entre essas variáveis verificada na presente pesquisa. É o caso dos PNs de Monte Roraima (2º mais visitado da Amazônia), Jericoacoara (1º da Caatinga), Lençóis Maranhenses (3º do Cerrado) e Monte Pascoal (6º da Mata Atlântica).

Apesar dessas exceções, a análise inferencial confirmou a robustez das associações entre visitação e pesquisa. No teste de comparação de Mann-Whitney, a mediana do número de pesquisas dos parques mais visitados foi significativamente superior à dos menos visitados (192 vs 84; $p < 0,001$).

A correlação de Spearman reforçou esse padrão, evidenciando forte associação entre pesquisas e visitação ($r = 0,734$; $p < 0,001$), associação moderada com idade ($r = 0,553$; $p < 0,001$) e espécies ameaçadas ($r=0,448$; $p<0,001$) e associação fraca com o IPC ($r=0,284$; $p<0,05$) e com as áreas do parque, neste último caso de forma negativa ($r=-0,257$; $p<0,05$).

Na regressão linear simples, o número de pesquisas apresentou associação significativa tanto com a ocorrência de espécies ameaçadas (R^2 ajustado = 0,216; $\beta = 0,430$; $p < 0,001$) quanto com o nível de visitação (R^2 ajustado = **0,531**; $\beta = 2,84$; $p < 0,001$), sendo a variável com maior poder explicativo para visitação e a segunda mais relevante para espécies ameaçadas. A primeira foi o II (R^2 ajustado = 0,269; $\beta = 1,51$; $p < 0,001$).

Na regressão linear múltipla, o número de pesquisas manteve associação positiva e altamente significativa ($p < 0,005$) em todos os modelos em que foi incluída (4 a 8), o que reforça sua importância como variável-controle.

Esses achados podem ser interpretados de formas complementares:

- detecção aprimorada: maior esforço de pesquisa amplia a probabilidade de identificação e monitoramento de espécies ameaçadas, especialmente as mais raras;
- gestão de conservação mais efetiva: os estudos científicos fornecem base técnica para ações de manejo, atraem recursos e promovem políticas de conservação;

- acúmulo histórico: a relação com a idade dos parques sugere que o tempo favorece o acúmulo progressivo de conhecimento científico sobre as unidades;
- priorização ecológica: áreas mais conservadas ou *hotspots* tendem a atrair mais pesquisas, refletindo escolhas estratégicas ou oportunidades institucionais, favorecendo também a visitação;
- maior presença humana nas UCs: a presença de pessoas alinhadas com a conservação pode inibir a ocorrência de infrações, como a caça ilegal.

Dessa forma, a pesquisa científica deve ser entendida não apenas como ferramenta diagnóstica, mas como um componente estruturante da conservação *in situ*, assumindo papel estratégico na valorização dos PNs e na proteção de sua biodiversidade.

Esses resultados dialogam com evidências da literatura internacional. Laurance (2013) destaca que a presença de pesquisadores em campo pode contribuirativamente para a proteção das UCs, tanto ao inibir atividades de infratores quanto ao gerar benefícios indiretos como emprego local, educação ambiental e estímulo ao ecoturismo. Casos documentados incluem a redução de infrações no PN de Taï (Costa do Marfim) e no PN Gunung Palung (Indonésia). Além disso, os pesquisadores têm papel importante na mobilização política, na formação de profissionais locais e na divulgação das riquezas naturais, o que pode aumentar a pressão social e política a favor de sua preservação.

Tranquilli *et al.* (2012) analisaram a sobrevivência dos grandes primatas em 109 áreas de manejo de recursos na África e identificaram a fiscalização como o fator mais decisivo para a persistência dessas espécies. No entanto, a presença de pesquisas científicas e do turismo também foram significativamente associados a maiores probabilidades de sobrevivência dos primatas ao longo do tempo. Ambas as atividades mantêm presença humana constante nas áreas, favorecem a manutenção de zonas de proteção que funcionam como refúgios para os animais e promovem a sensibilização pública e política sobre a importância da conservação das espécies.

Em um estudo posterior, Tranquilli *et al.* (2014), analisando 98 áreas protegidas africanas, constataram que a presença de guarda-parques, de pesquisadores e de infraestrutura turística está associada a menores níveis de ameaças à biodiversidade, como caça ilegal, agricultura e extração de madeira. Entre os fatores avaliados, a fiscalização e a duração da atividade de pesquisa foram os melhores preditores de menores níveis de ameaças.

Nessa mesma linha, Piel *et al.* (2014) investigaram o impacto da presença contínua de pesquisadores em áreas sem proteção formal na Tanzânia. Os resultados indicaram que a presença contínua de pesquisadores pode reduzir significativamente a caça ilegal, aumentar a densidade e visibilidade de espécies de mamíferos e atuar como um instrumento de proteção informal. Essa estratégia pode ser especialmente útil em regiões remotas, com baixo potencial turístico ou onde a criação de UCs é politicamente ou economicamente inviável.

No contexto brasileiro, Omena e Hanazaki (2022) demonstraram que os gestores de PNs percebem o número de pesquisas conduzidas nos PNs como um bom indicador para o status de conservação da unidade, especialmente quando as pesquisas são relacionadas a espécies ameaçadas ou múltiplas espécies.

Corroborando essa perspectiva, Lunney (2017) destaca que a pesquisa científica, particularmente de longo prazo, é um componente essencial da efetividade dos PNs, ainda que ela por vezes seja subvalorizada. O autor defende que o fortalecimento da pesquisa em PNs é estratégico para garantir que os PNs cumpram plenamente a sua missão de proteger o patrimônio natural.

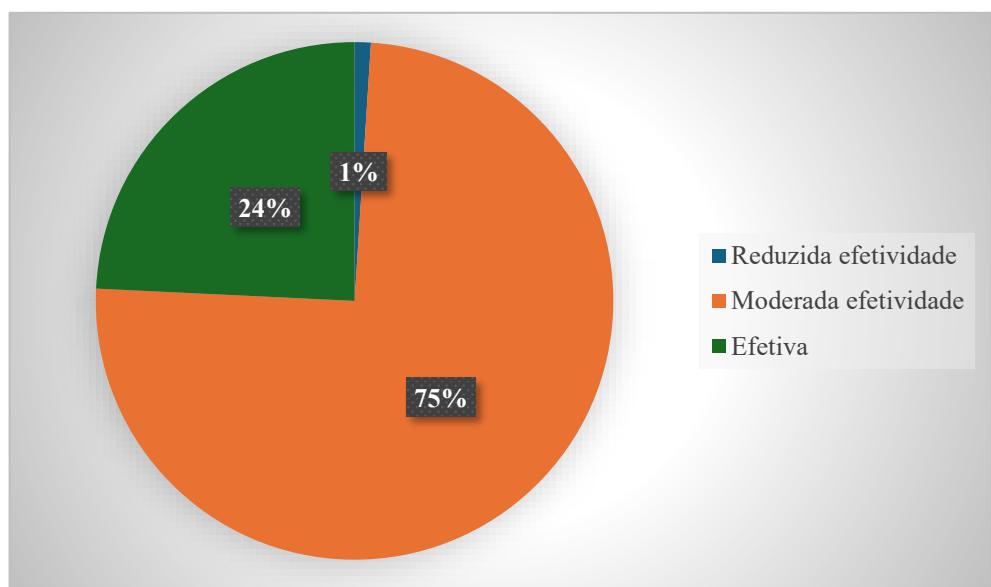
Em síntese, os resultados reforçam que o esforço de pesquisa não apenas revela a biodiversidade existente, como também contribui para a sua manutenção. Além disso, a forte correlação entre pesquisas e visitação aponta para uma sinergia promissora, com potencial para orientar políticas públicas integradas de uso público, ciência cidadã e conservação da biodiversidade.

6.4. Indicadores de efetividade de gestão: o destaque dos insumos

Os resultados da presente pesquisa evidenciam que o índice de efetividade (IE) e os indicadores de insumos, de processos e de resultados (II, IPC e IR) do SAMGE exercem papéis distintos e complementares na relação com a ocorrência de espécies ameaçadas nos PNs brasileiros. O IE é composto por seis indicadores: resultados, produtos/serviços, contexto, planejamento, insumos e processos. A única associação estatística relevante observada para o IE, no teste de correlação de Spearman, foi com os demais indicadores de gestão: forte correlação com IR ($r = 0,716$; $p < 0,001$), moderada com IPC ($r = 0,678$; $p < 0,001$) e com II ($r = 0,641$; $p < 0,001$). Isso sugere que o IE sintetiza componentes da gestão, mas não é um bom sinalizador de conservação da biodiversidade, especialmente espécies ameaçadas nos PNs brasileiros.

O IE variou de 0,370 (PN Alto Cariri) a 0,684 (PN Serra da Cutia), com média de 0,550, indicando predominância de moderada efetividade de gestão nos PNs. Dos 75 parques avaliados, 55 apresentaram efetividade de gestão moderada (0,400–0,599), 18 gestão efetiva ($\geq 0,600$) e apenas um com efetividade reduzida (0,200–0,399). Nenhum parque foi classificado como altamente efetivo ($> 0,799$) ou não efetivo ($\leq 0,200$), conforme mostra a Figura 38.

Figura 38 – Percentuais dos níveis de efetividade de gestão dos parques nacionais brasileiros no período de 2018 a 2022 (SAMGE).



Fonte: ICMBIO, 2024 (a)

O IR baseia-se na percepção da equipe gestora do parque sobre o estado de conservação dos recursos e valores (RVs) da unidade, bem como sobre os impactos dos usos permitidos sobre esses elementos. Os RVs, que devem estar alinhados aos objetivos de criação do parque e ao plano de manejo, são classificados em cinco categorias (campo de seleção): biodiversidade, geodiversidade e paisagens, histórico-cultural, serviços ecossistêmicos e socioeconômicos. O cálculo do IR considera a proporção de RVs avaliados como "em conservação" e as notas atribuídas (de 0 a 4) às características dos impactos dos usos permitidos desses RVs, que incluem severidade, magnitude e irreversibilidade. Os usos vedados são contabilizados em outro indicador, o de contexto (ICMBIO, 2023).

No período analisado, o IR variou de 0,103 (PN Rio Novo) a 0,844 (PN Montanhas do Tumucumaque), com média geral de 0,617. A comparação entre parques mais e menos visitados (teste de Mann-Whitney) revelou que as médias de IR dos dois grupos não apresentaram diferença significativa. O IR igualmente não demonstrou associação significativa com o número de espécies ameaçadas, nem na regressão linear simples, nem na múltipla.

Por outro lado, houve associação estatisticamente significativa e negativa entre o IR e os níveis de visitação no teste de correlação de Spearman ($r = -0,381$; $p < 0,01$) e na regressão linear simples (R^2 ajustado = 0,103; $\beta = -5,90$; $p = 0,006$).

Esses resultados sugerem que o IR não está associado à efetividade ecológica dos parques (entendida aqui como a ocorrência de espécies ameaçadas), mas se associa inversamente aos níveis de visitação. Ou seja, os parques com melhores avaliações quanto à situação de seus RVs tendem a ser os menos visitados.

Três hipóteses podem explicar esse padrão:

- a visitação está concentrada em unidades mais acessíveis, frequentemente próximas a centros urbanos e ambientalmente mais impactadas;
- a visitação tem gerado impactos negativos nos RVs de alguns parques;
- as equipes gestoras dos parques tendem a avaliar como mais conservados os RVs dos parques com menor presença humana, mesmo sem dados de pesquisas e monitoramento.

Esta última hipótese pode ser o caso, por exemplo, dos PNs Fernando de Noronha e Jericoacoara, entre as dez piores pontuações de IR (0,466 e 0,456, respectivamente), enquanto parques como Ilha dos Currais (0,764) e Campos Ferruginosos (0,800) figuram entre as dez melhores pontuações, merecendo investigação mais aprofundada.

Avaliar os resultados da gestão de uma UC é um desafio metodológico e operacional. Conforme Hockings (2003), há uma distinção fundamental entre abordagens quantitativas, baseadas em dados objetivos provenientes de monitoramentos sistemáticos, e abordagens qualitativas, apoiadas em percepções e juízos subjetivos de gestores e demais atores envolvidos. Embora os métodos quantitativos sejam mais robustos e confiáveis, eles exigem recursos financeiros, equipes capacitadas e continuidade temporal, geralmente inviáveis na prática. Já as abordagens qualitativas são mais acessíveis e rápidas, mas apresentam maior variabilidade e suscetibilidade a vieses.

Assim, ambas as abordagens têm méritos e devem ser utilizadas de forma integrada sempre que possível.

No caso do IR, além de sua natureza subjetiva — agravada pela escassez de dados empíricos para avaliar o estado dos recursos naturais —, destaca-se o seu caráter agregador de múltiplos objetivos (RVs), que incluem tanto a conservação da biodiversidade quanto dimensões socioeconômicas e culturais. Esse escopo ampliado reduz a capacidade do indicador para sinalizar a efetividade ecológica das UCs, o que pode explicar o seu fraco desempenho nos testes estatísticos.

Uma sugestão seria rever a métrica do IR, uma vez que ele é o indicador de maior relevância no IE, deixando-o mais específico para resultados ecológicos (maior peso para o RV biodiversidade), além de substituir as duas avaliações possíveis para os RVs (“em conservação” ou “em intervenção”) por um maior número de avaliações possíveis, relacionadas a diferentes níveis, associados a critérios quantificáveis e padronizáveis de pesquisas e monitoramento. O menor nível, por exemplo, seria equivalente a ausência de dados de campo.

Por outro lado, o **IPC** demonstrou maior relevância nos testes estatísticos, embora o seu efeito pareça ser mediado por outras variáveis, como o II. O IPC reflete o nível de gestão de processos ou ações de manejo dos parques. Cada ação de manejo, como “realizar fiscalização” (processo “proteção”), é avaliada individualmente com base em quatro dimensões: governabilidade, apoio recebido, esforço empreendido e grau de consolidação, todas avaliadas por meio de campos de seleção (ICMBIO, 2023).

Na análise descritiva, o IPC variou de 0,400 (PN Serra das Confusões) a 0,740 (PN Chapada dos Guimarães), com destaque positivo para os PNs da Amazônia, Chapada dos Veadeiros, Itatiaia, Serra dos Órgãos e Ubajara, entre as dez maiores pontuações, e negativo para os PNs Cavernas do Peruaçu, Pantanal Matogrossense, Serra da Capivara, Serra das Lontras, Sete Cidades, entre as dez menores.

Não houve diferença significativa na média do IPC na comparação entre grupos de parques mais visitados e menos visitados (teste de Mann-Whitney). No teste de Spearman, o IPC apresentou correlação fraca com EA ($r = 0,381$; $p < 0,01$) e pesquisas ($r = 0,284$; $p < 0,05$). Na regressão linear simples, IPC apresentou associação significativa com o número de espécies ameaçadas (R^2 ajustado = 0,0981; $\beta = 1,92$; $p = 0,007$), perdendo significância na regressão múltipla ao se introduzir o II, sugerindo colinearidade ou mediação entre esse indicador.

Esses achados sugerem que, embora o IPC esteja relacionado a aspectos operacionais relevantes dos PNAs, como ações de fiscalização e monitoramento, que potencialmente contribuem para a conservação da biodiversidade, o seu efeito sobre a ocorrência de espécies ameaçadas é limitado ou indireto.

Por fim, o II foi a variável mais consistente entre os indicadores de gestão analisados. O seu cálculo se baseia nas notas atribuídas aos recursos disponíveis para a execução das ações de manejo, abrangendo aspectos como pessoal, equipamentos, apoio externo, capacidade técnica e recursos financeiros (ICMBIO, 2023). Cada ação de manejo é avaliada individualmente em relação a cada tipo de insumo (campos de seleção). Por exemplo, para o insumo “pessoal” de uma determinada ação de manejo, as opções de avaliação incluem: ausência de pessoal (0%), muito baixo (1 a 25%), baixo (26 a 50%), moderado (51 a 75%) e suficiente (76 a 100%).

Os valores de II variaram de 0,250 (PN Campos Ferruginosos) a 0,900 (PN Abrolhos), com média de 0,67. Houve destaque positivo para os PNAs Amazônia, Pau Brasil, Serra da Bocaina, Ubajara, entre as dez maiores pontuações, e negativo para os PNAs Lençóis Maranhenses, Montanhas do Tumucumaque, Pantanal Matogrossense, Sete Cidades, entre as dez menores.

Na comparação de grupos, houve tendência à significância, com a média de II maior nos parques mais visitados (0,698 vs 0,631, $p = 0,066$) e no teste de correlação, o II apresentou associação moderada com o número de espécies ameaçadas espécies ameaçadas ($r = 0,415$; $p < 0,001$).

Além disso, o II apresentou associação significativa com o número de espécies ameaçadas na regressão linear simples (R^2 ajustado = 0,269; $\beta = 1,51$; $p < 0,001$) e na múltipla ($\beta = 0,9103$, $p=0,021$, modelo 8), sendo a única variável a manter significância estatística em todos os modelos nos quais foi incluída.

Esses resultados sugerem que os parques com maior aporte de insumos possuem maior capacidade operacional e fornecem melhores condições de sobrevivência às espécies ameaçadas.

Os achados desta pesquisa estão, em sua maioria, alinhados com estudos anteriores, ainda que exista diferenças metodológicas entre os estudos e variações nos sistemas de avaliação de efetividade de gestão adotados. Geldmann *et al.* (2015), em análise global de 722 UCs, identificaram que os escores de efetividade de gestão refletem especialmente insumos e processos, recomendando avaliações complementares para aferir resultados ecológicos. Gill *et al.* (2017), examinando dados de 218 AMPs,

destacaram que o orçamento e a capacidade de pessoal foram os principais preditores de impactos ecológicos positivos, enquanto outros fatores de gestão, como tomada de decisão inclusiva e cogestão, não apresentaram efeito significativo.

O financiamento da proteção tem sido um tema recorrente na discussão sobre a efetividade das UCs. Coad *et al.* (2019), analisando 2.167 UCs (correspondendo a 23% da área protegida terrestre global), constataram que menos de 25% delas dispõem de orçamento e pessoal adequados. Quando consideradas apenas essas UCs, a representatividade de espécies cai para apenas 4% dos anfíbios, 8% das aves e 9% dos mamíferos presentes nessas unidades. Os autores defendem que o foco da gestão da conservação deve migrar da quantidade para a qualidade da proteção, com métricas que incluam efetividade de gestão e diversificação de fontes de financiamento, para complementar o orçamento estatal. Caso contrário, prevalecerão os “parques de papel” e será improvável alcançar metas significativas de conservação.

No Brasil, Silva e Santos (2024) observaram que, entre o índice e indicadores do SAMGE, apenas os indicadores de insumos e de contexto apresentaram efeito estatisticamente significativo sobre o número de espécies ameaçadas nas AMPs federais.

Além disso, Powlen *et al.* (2021), analisando UCs federais no México, indicaram que níveis maiores de efetividade de gestão estavam associados a índices menores de desmatamento, mesmo quando essas UCs estavam localizadas em regiões de maior pressão antrópica. Nesse estudo, o indicador de insumos também foi o mais relevante entre os indicadores de gestão avaliados.

Alguns mecanismos, quando combinados e adaptados ao contexto local, podem diversificar e ampliar o financiamento da conservação, reduzindo a dependência exclusiva de orçamentos públicos (Meyers *et al.*, 2025). Entre eles, destacam-se os fundos fiduciários de conservação (CTFs), os créditos de biodiversidade, os seguros paramétricos (que podem ser acionados em casos de emergências climáticas e ambientais). Além disso, as concessões turísticas constituem fontes relevantes de receita, ao monetizar atividades recreativas e de ecoturismo dentro das unidades, desde que acompanhadas de boa governança e salvaguardas socioambientais. Combinados, esses instrumentos contribuem para fortalecer a sustentabilidade financeira e a efetividade de gestão das UCs.

Em síntese, a presente pesquisa revelou que o II foi a variável mais consistente e fortemente associada à ocorrência de espécies ameaçadas nos PN, o que reforça a importância da disponibilidade de recursos financeiros, humanos e materiais para a

conservação da biodiversidade. Os demais indicadores de gestão (IE, IR, IPC) parecem não refletir o valor conservacionista das unidades, sendo possivelmente mais adequados para avaliar o desempenho administrativo das unidades.

6.5. Variáveis contextuais (área, idade e bioma): papel secundário, mas relevante

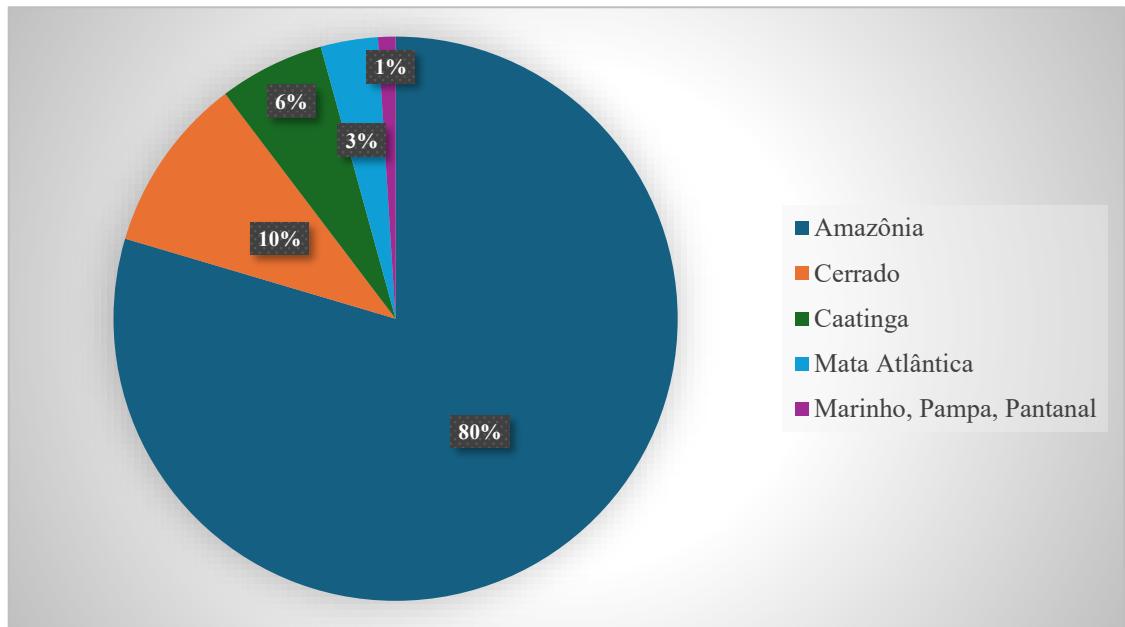
Os resultados indicam que as variáveis área, idade e bioma dos PNs influenciam na relação entre visitação e ocorrência de espécies ameaçadas da fauna. A **idade** dos parques destacou-se como uma das variáveis mais fortemente associadas ao número de espécies ameaçadas, evidenciando a importância da continuidade histórica da pesquisa e das ações de conservação. A **área**, embora teoricamente relevante, apresentou efeito dependente do contexto institucional e geográfico. Já os **biomas**, ao serem incluídos na regressão linear múltipla, aumentaram consideravelmente o poder explicativo do modelo. Assim, essas variáveis contextuais devem ser consideradas de forma integrada no planejamento e no monitoramento dos parques.

6.5.1. Área

A influência da variável área sobre o número de espécies ameaçadas só se manifestou na regressão linear múltipla. O coeficiente positivo sugere que parques maiores tendem a registrar mais espécies ameaçadas, mas apenas quando outras variáveis são controladas (bioma, idade, visitação e II).

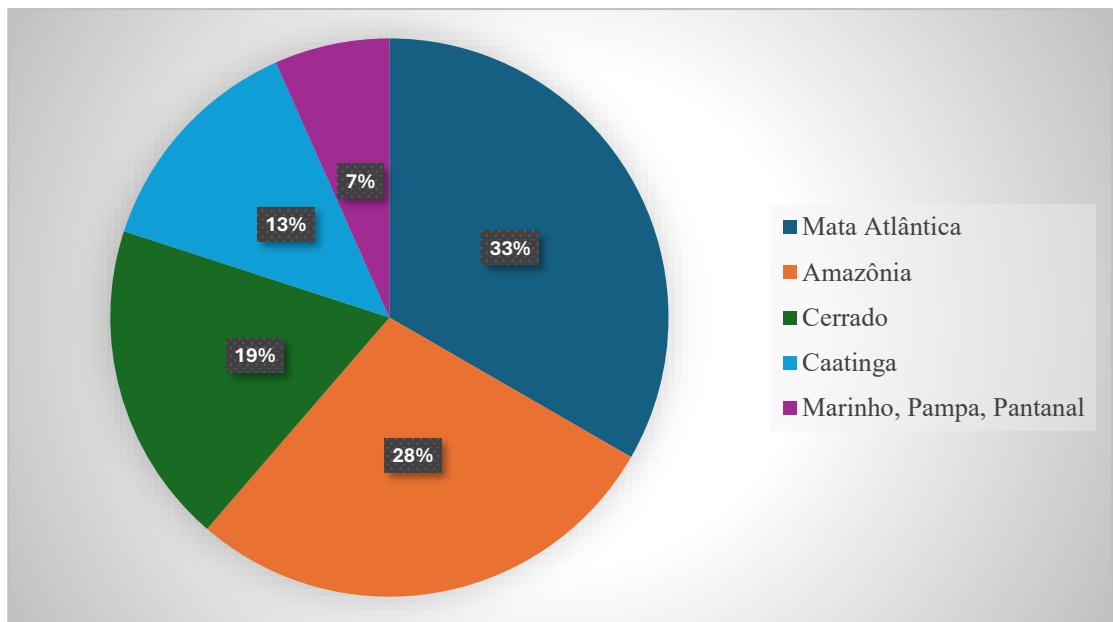
A análise descritiva indicou que ocorre forte variação nos tamanhos dos parques entre os biomas e entre parques de mesmo bioma, com distribuição não normal e presença de valores extremos. As figuras 39 e 40 mostram a área total e o número de PNs por bioma.

Figura 39 – Área total dos parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (%).



Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (e).

Figura 40 – Número de parques nacionais brasileiros, por bioma, em 2023 (%).



Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (e).

No teste de comparação de Mann-Whitney, não houve diferença estatisticamente significativa entre a mediana de área dos PNs mais visitados (grupo A) e dos menos visitados (grupo B), embora o valor tenha sido expressivamente menor no grupo dos mais visitados (49.800 vs 77.021 ha), possivelmente porque o teste aplicado é unidirecional (grupo A > grupo B).

O teste de correlação de Spearman revelou que não há associação significativa entre área e número de espécies ameaçadas da fauna. No entanto, a área dos parques apresentou correlação negativa moderada com a visitação ($r = -0,451$; $p < 0,001$) e negativa e fraca com o número de pesquisas ($r = -0,257$; $p < 0,05$), sugerindo que unidades maiores tendem a receber menos visitantes e ter menor esforço de pesquisa.

Na regressão linear simples, a área dos parques não apresentou associação significativa com a ocorrência de espécies ameaçadas da fauna, mas houve associação negativa com a visitação (R^2 ajustado = 0,209; $\beta = -0,821$; $p < 0,001$). Já na regressão linear múltipla, a área dos PNs apresentou associação significativa e positiva com a ocorrência de espécies ameaçadas apenas no modelo 8 (contendo todas as variáveis).

O modelo 8 da regressão linear múltipla apresentou o maior R^2 ajustado entre os modelos testados, o que indica melhor ajuste e maior capacidade de detectar relações entre as variáveis. Isso pode ter aumentado a sensibilidade para captar o efeito da variável área. Em modelos anteriores (1 a 7), a área pode ter apresentado colinearidade com outras variáveis (como visitação ou pesquisas), o que obscureceu o seu efeito individual. No modelo 8, o controle simultâneo das variáveis permitiu que o efeito próprio da variável área aparecesse.

Embora UCs maiores sejam frequentemente defendidas pelos seus benefícios ecológicos, os resultados desta pesquisa sugerem que o seu efeito isolado sobre a ocorrência de fauna ameaçada nos PNs é menos expressivo do que de outros fatores institucionais e temporais. De acordo com a literatura, unidades maiores tendem a conservar populações viáveis de espécies com exigências espaciais elevadas, como grandes predadores e espécies migratórias, além de serem mais resilientes a distúrbios e manterem processos ecológicos em escala de paisagem. Em contraste, áreas pequenas enfrentam maior risco de extinções locais devido a efeitos de borda, isolamento e eventos estocásticos. A conectividade entre UCs menores pode diminuir esses riscos, mas não substitui os benefícios ecológicos de uma única grande área, conforme o debate clássico conhecido como SLOSS - *Single Large or Several Small* (Groom *et al.*, 2006).

Estudos como os de Newmark (1986; 1987), demonstraram que o tamanho das UCs é um fator decisivo para a persistência de mamíferos não voadores em PNs norte-americanos. Parques maiores apresentaram maior riqueza de espécies e menores taxas de extinção após a sua criação. A baixa taxa de colonização natural registrada reforça a relevância de grandes áreas para garantir a persistência das espécies. Dessa forma, os resultados sustentam que, para mamíferos, a área das UCs é um fator decisivo para sua conservação a longo prazo. Além disso, a usual baixa conectividade com áreas adjacentes reforça a analogia dos parques com “ilhas de ponte terrestre”, nas quais os processos de colonização são mínimos e a extinção atua de forma predominante. Assim, esses estudos concluem que, em contexto de isolamento crescente das UCs, a maximização da área protegida é um fator importante para a conservação a longo prazo das comunidades de mamíferos.

Entretanto, estudos mais recentes indicam que o tamanho, embora relevante, não garante por si só a efetividade de conservação de uma UC. Geldmann *et al.* (2015), a partir da análise de 722 UCs em diversos países, observaram que a área está negativamente associada à efetividade da gestão, mesmo controlando variáveis como localização e categoria de manejo. UCs maiores tendem a enfrentar desafios operacionais mais complexos, como maior demanda logística, custos elevados de monitoramento e necessidade ampliada de recursos humanos e financeiros. Assim, o simples aumento da área protegida não assegura melhor conservação, sendo indispensável investir proporcionalmente em capacidade institucional e infraestrutura de manejo.

De modo semelhante, Gill *et al.* (2017), ao avaliarem 433 AMPs em diferentes países, concluíram que a área não é um preditor robusto de desempenho, especialmente quanto à redução de pressões antrópicas e ao alcance de objetivos de manejo. Em contrapartida, fatores como equipe adequada, orçamento suficiente, planos de manejo implementados e engajamento das partes interessadas se mostraram determinantes para obter melhores resultados de conservação. Além disso, em contextos de baixa capacidade institucional, unidades com grande extensão territorial chegaram a apresentar desempenho inferior, possivelmente devido a desafios logísticos e operacionais. Os autores reforçam, portanto, que investimentos em capacidade de gestão são mais determinantes para a conservação da biodiversidade do que a dimensão da AMP.

Edgar *et al.* (2014) acrescentam que, embora a área da UC seja relevante para a proteção da biodiversidade, sobretudo em ambientes marinhos, a sua efetividade depende de condições estruturais e institucionais complementares, como isolamento geográfico,

proibição de pesca, fiscalização eficaz e tempo de existência superior a dez anos. Grandes áreas mal geridas ou protegidas apenas “no papel” não apresentaram resultados significativamente superiores aos de áreas não protegidas, reforçando que a extensão territorial, isoladamente, não garante resultados na conservação.

Acreman *et al.* (2019), em revisão sistemática, destacaram que UCs maiores tendem a apresentar melhores resultados para a conservação de peixes, aves e outros grupos, especialmente quando incluem a totalidade do ecossistema aquático, como lagos inteiros ou bacias hidrográficas. Além disso, a conectividade entre diferentes habitats — longitudinal (rio acima e abaixo), lateral (entre rios e planícies de inundação) e vertical (superfície e aquíferos) é importante para sustentar os ciclos de vida de muitas espécies. Assim, os autores recomendam que o planejamento e o desenho das UCs considerem não apenas a área absoluta, mas uma área que integre os diferentes elementos da paisagem aquática para manter a sua funcionalidade ecológica.

Por outro lado, no contexto brasileiro, Silva e Santos (2024), identificaram que a área das AMPs apresentou efeito altamente significativo ($p = 0.0003$) na quantidade de espécies ameaçadas presentes, embora ressaltem que áreas menores também têm elevada relevância quando protegem habitats críticos, como recifes de coral ou pradarias marinhas.

Em síntese, os resultados da presente pesquisa estão alinhados à literatura que reconhece os benefícios potenciais de áreas maiores para a conservação da biodiversidade, embora esses benefícios dependam de outros fatores institucionais e operacionais. Cabe destacar que, como parques maiores tendem a apresentar menor esforço de pesquisa, é plausível supor que o número de espécies ameaçadas nesses parques esteja subestimado. Esse viés de detecção pode ter reduzido a magnitude observada do efeito da variável área, indicando que a sua influência sobre a biodiversidade possivelmente seja maior do que a captada pelos testes estatísticos.

6.5.2. Idade

A variável idade foi estatisticamente significativa em todos os testes aplicados. O coeficiente positivo indica que PNs mais antigos tendem a apresentar maior número de registros de espécies ameaçadas da fauna.

A análise descritiva evidenciou que a distribuição das idades dos PNs brasileiros por bioma apresenta variações relevantes e não segue uma distribuição normal. As

medianas variam de 22 anos (Amazônia) a 42 anos (Pantanal), com destaque para Cerrado (40 anos) e Mata Atlântica (25 anos), ambos com ampla variabilidade, expressa com intervalos interquartílicos de 36 e 44 anos, respectivamente.

No teste de comparação de grupos (Mann-Whitney), a mediana de idade dos parques mais visitados foi significativamente superior à dos menos visitados (44 anos vs. 21 anos; $p < 0,001$). Na análise de correlação de Spearman, a idade apresentou associação positiva e moderada com o número de pesquisas ($r = 0,553$; $p < 0,001$), com a visitação ($r = 0,552$; $p < 0,001$) e com o número de espécies ameaçadas da fauna ($r = 0,444$; $p < 0,001$).

Na regressão linear simples, a idade apresentou associação positiva tanto com a ocorrência de espécies ameaçadas (R^2 ajustado = 0,186; $p < 0,001$) quanto com a visitação (R^2 ajustado = 0,283; $p < 0,001$). Já na regressão linear múltipla, a variável manteve-se significativa em quase todos os modelos, incluindo o modelo 8, com todas as variáveis (R^2 ajustado = 0,511; $p < 0,001$).

Nos modelos 4 e 5, no entanto, a idade perdeu significância estatística. Essa perda pode ser atribuída à colinearidade com a variável pesquisas, inserida a partir do modelo 4, o que possivelmente reduziu a sua contribuição explicativa exclusiva. O IR, incorporado a partir do modelo 5, associado apenas à visitação no teste de correlação, também pode ter diluído a contribuição isolada da idade. Essa perda de significância em alguns modelos, portanto, não indica necessariamente a ausência de efeito da variável, mas sim uma redistribuição explicativa entre variáveis correlacionadas.

A associação da idade com variáveis como pesquisas e visitação sugere que parques mais antigos tendem a ter histórico mais robusto de ações de conservação, infraestrutura consolidada, maior acúmulo de dados de monitoramento e conhecimento científico ou tradicional sobre a fauna.

O maior tempo de existência de uma UC pode estar associado a uma maior efetividade de conservação, pois é necessário monitoramento de longo prazo para avaliar os efeitos das ações conservacionistas. Os processos ecológicos e a recuperação de ecossistemas demoram, especialmente em áreas degradadas ou fragmentadas. Espécies e comunidades podem levar décadas para responder positivamente à proteção efetiva (Groom *et al.*, 2006).

Além disso, Geldmann *et al.* (2015), ao analisarem avaliações METT de 722 UCs, observaram que as unidades mais antigas tendem a apresentar melhores pontuações de efetividade de gestão, embora a relação não seja linear. Segundo os autores, as

melhorias de pontuações de efetividade são mais frequentes nos primeiros anos após a criação, quando são iniciadas ações de manejo. Posteriormente, os avanços tendem a estabilizar ou até retroceder, caso faltem apoio político, institucional e financeiro. Embora pontuações mais altas de efetividade de gestão não garantam resultados ecológicos diretos, há evidências de que uma boa gestão está associada à redução de pressões e ameaças nas UCs.

No contexto marinho, Edgar *et al.* (2014) identificaram que AMPs com mais de dez anos apresentaram aumentos significativos na biomassa de peixes, especialmente de espécies de grande porte e valor comercial, como tubarões e meros. Contudo, a idade, isoladamente, sem o cumprimento de outros atributos — como fiscalização efetiva, proibição de pesca, área superior a 100 km² e isolamento — não foi suficiente para que essas AMPs se diferenciassem significativamente de áreas não protegidas. Os autores ponderaram também que o limiar de dez anos adotado no estudo possivelmente tenha sido conservador, uma vez que a recuperação das comunidades marinhas pode exigir períodos mais longos. Assim, embora a longevidade das UCs contribua para sua efetividade, ela deve ser avaliada em conjunto com outras características de planejamento e manejo.

Gill *et al.* (2017) também destacaram que a idade das AMPs influencia positivamente os resultados ecológicos (biomassa de peixes dentro das unidades). A análise multivariada identificou que, junto a outras variáveis, a idade das AMPs contribuiu para explicar os resultados ecológicos observados, embora nesse estudo a capacidade de pessoal e a capacidade orçamentária tenham sido os preditores mais fortes. Esses achados reforçam a relevância da idade da unidade como elemento crítico para sua efetividade.

No caso brasileiro, Silva e Santos (2024) demonstraram que a idade teve efeito significativo ($p = 0,013$) sobre a ocorrência de espécies ameaçadas nas AMPs. Segundo os autores, o tempo de proteção favorece o acúmulo de benefícios ecológicos, como a recuperação de populações e maior riqueza de espécies. Essa relação é reforçada quando aliada à área da AMP e à categoria de proteção integral (proibição de pesca).

Por outro lado, estudos de Newmark (1986, 1987) indicaram que a idade das UCs não foi estatisticamente significativa para explicar a riqueza ou a persistência de mamíferos nos PN's norte-americanos. Em vez disso, os fatores mais determinantes foram a área, a amplitude altitudinal (heterogeneidade ambiental) e os tamanhos populacionais iniciais das espécies.

Em síntese, os resultados do presente estudo estão alinhados à literatura que sugere que UCs mais antigas tendem a abrigar maior diversidade de espécies, reflexo não apenas do tempo de proteção, mas também de melhorias na gestão e de acúmulo de dados de monitoramento e pesquisas ao longo do tempo.

6.5.3. Bioma

A variável categórica bioma se revelou um fator diferenciador na relação entre visitação e ocorrência de espécies ameaçadas nos PNs brasileiros. A sua inclusão no modelo final de regressão linear múltipla ampliou significativamente o poder explicativo da análise, evidenciando que a efetividade da conservação nos PNs depende não apenas de fatores institucionais ou de visitação, mas também do contexto ecológico e regional. Esse resultado reforça a necessidade de estratégias regionalizadas para o planejamento do uso público e da conservação nos PNs.

A análise descritiva revelou a baixa representatividade e a distribuição desigual dos PNs no território brasileiro. A área total ocupada por essas unidades é de cerca de 26.916.678ha - apenas **3%** do território nacional (851.041.782ha; IBGE, 2024 a). Aproximadamente **80%** dessa área está na Amazônia, bioma com o menor nível de visitação (mediana de 120 visitantes anuais). Os 20% restantes distribuem-se entre Cerrado (10%), Caatinga (6%), Mata Atlântica (3%) e os demais biomas (1%).

A Mata Atlântica, o bioma mais densamente povoado do país e com o maior nível de visitação (mediana de 60.186 visitantes anuais), abriga o maior número de PNs ($n = 25$), embora eles estejam entre os menores em extensão (mediana de 21.400 ha). Os seus parques concentram os maiores números absolutos de visitantes, de pesquisas e de registros de espécies ameaçadas. Contudo, a mediana de pesquisas (102 registros) supera apenas a da Amazônia e do Pantanal, o que sugere forte concentração dos esforços científicos em poucas unidades, sobretudo as mais antigas.

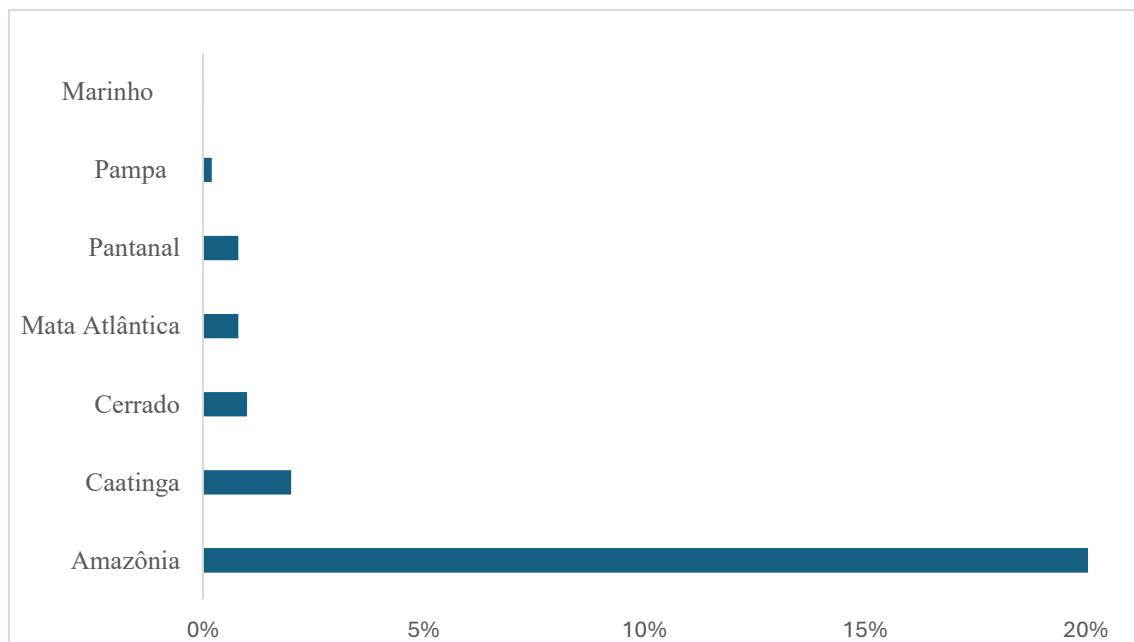
Além da Mata Atlântica, os biomas com mais PNs são a Amazônia ($n = 21$), o Cerrado ($n = 14$) e Caatinga ($n = 10$). Os demais biomas, somados, abrigam apenas cinco PNs, o que limita a robustez estatística das análises devido ao pequeno tamanho amostral.

A criação de muitos parques extensos na Amazônia (mediana de 812.752 ha), bioma com a menor densidade demográfica e infraestrutura limitada, seguiu uma lógica político-territorial de interiorização da presença estatal, proteção de áreas fronteiriças e resposta a pressões internacionais. Tal padrão evidencia o uso da categoria PN como

instrumento de governança territorial e diplomacia ambiental mais do que como mecanismo de proteção de ecossistemas com potencial turístico, conforme preconiza o SNUC (Brasil, 2000; Drummond *et al.*, 2024; Moreira *et al.*, 2023).

Com exceção da Amazônia, que tem aproximadamente 20% de sua área protegida por PNs, os demais biomas apresentam proteção irrigária pelos PNs (IBGE, 2024 a): Caatinga (2 %), Cerrado (1 %) e Mata Atlântica e Pantanal (0,8 % cada), Pampa (0,2 %) e Costeiro-Marinho (0,02 %), conforme mostra a Figura 41.

Figura 41 – Percentuais das áreas dos biomas protegidos pelos parques nacionais.



Fonte: IBGE, 2024 a; MMA, 2024.

Entre os dois extremos representados pela Amazônia e pela Mata Atlântica, situam-se o Cerrado e a Caatinga, ambos caracterizados por maior homogeneidade relativa no tamanho de suas unidades. O Cerrado apresenta mediana intermediária de visitação (15.132 visitantes anuais), enquanto a Caatinga registra valor ligeiramente inferior (11.628). No campo da gestão, destaca-se o menor valor do IPC na Caatinga, o que pode refletir fragilidades operacionais (0,535 vs 0,584). Em termos científicos e de biodiversidade, a Caatinga apresenta também valores menores de pesquisas (109 vs 116) e de espécies ameaçadas (9 vs 12) que no Cerrado, sugerindo a necessidade de

fortalecimento das ações de manejo e ampliação dos esforços de monitoramento e pesquisa nesse bioma.

O Pampa (PN da Lagoa do Peixe) se destaca por altas pontuações: segunda maior mediana de espécies ameaçadas (22), mediana de pesquisas igual à da Caatinga (109) e superior à da Mata Atlântica (102), e visitação que se aproxima do sistema Costeiro-Marinho (5.395 visitantes anuais). Esses números refletem, em parte, a localização singular desse parque, em sobreposição com o bioma Costeiro-Marinho, entre a Lagoa dos Patos e o oceano Atlântico. A região, de alta relevância para a avifauna migratória, é sítio Ramsar e integra a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Considerando-se a fitofisionomia mais característica do Pampa (campestre), pode-se afirmar que o bioma praticamente está sem representação entre os PNs.

O Pantanal (PN do Pantanal Matogrossense), por outro lado, apresenta desempenho oposto: visitação em níveis próximos da Amazônia (166 visitantes anuais), níveis de II e de IPC entre os 10 menores, e apenas 9 espécies ameaçadas registradas. Esses dados sugerem limitada presença institucional e deficiências de gestão, pesquisa e monitoramento, situação que demanda investigação mais aprofundada. Especialmente considerando a elevada relevância ecológica da área, classificada como Patrimônio Natural Mundial, núcleo da Reserva da Biosfera do Pantanal e sítio Ramsar, sujeita a secas anuais e incêndios de origem antrópica.

O sistema Costeiro-Marinho, por sua vez, sofreu recente ampliação de sua área marítima, que passou a totalizar 570 milhões de ha. Os três PNs marinhos existentes (Abrolhos, Fernando de Noronha e Ilha dos Currais), que ocupam juntos uma área de 100.571 ha, passaram a representar então apenas 0,02 % da área marítima (IBGE, 2024b). Apesar da pequena extensão, os PNs marítimos apresentam valores medianos elevados de pesquisas (274 registros) e de espécies ameaçadas (32), além de visitação intermediária (6.371 visitantes anuais).

No teste de regressão linear simples, a variável bioma não apresentou associação significativa com a ocorrência de espécies ameaçadas. Contudo, a Amazônia apresentou associação negativa significativa com os níveis de visitação (R^2 ajustado = 0,320; β = -4,83; $p < 0,001$).

Na regressão linear múltipla, a variável bioma mostrou relação negativa com o número de espécies ameaçadas para a Amazônia (β = -0,8645; p = 0,015) e para o Cerrado (β = -0,5360; p = 0,017), em comparação à Mata Atlântica (bioma de referência).

Isso indica que parques nesses dois biomas tendem a registrar menos espécies ameaçadas do que aqueles situados na Mata Atlântica.

Os demais biomas não apresentaram associações estatisticamente significativas, possivelmente devido ao tamanho reduzido das amostras ou à elevada heterogeneidade dos parques. Além disso, a transformação logarítmica das variáveis pode ter suavizado os contrastes entre grupos.

Em síntese, os resultados evidenciam a distribuição desigual dos PNs entre os biomas, o que reflete as prioridades históricas de conservação, a não valorização do uso público dos PNs, além de fatores políticos, econômicos e fundiários que influenciaram a criação das UCs. A excessiva concentração de grandes PNs na Amazônia contrasta com a escassez de unidades em biomas altamente ameaçados, como o Costeiro-Marinho, Pampa e Pantanal, reforçando a necessidade de ampliar a representatividade ecológica do sistema. Além disso, o ganho explicativo obtido com a inclusão da variável bioma na regressão múltipla reforça a importância de estratégias regionalizadas tanto para a gestão do uso público, quanto para a gestão da conservação nos PNs.

6.6. Agrupamento das variáveis e dos parques nacionais brasileiros

A análise exploratória multivariada auxiliou a compreender a estrutura interna dos dados desta pesquisa e forneceram uma visão sobre como as variáveis se organizam e se relacionam, contribuindo para interpretar os resultados inferenciais.

A PCA mostra a existência de três combinações de variáveis (componentes principais), com fraca correlação entre elas. Isso reforça que as dimensões estruturais identificadas são relativamente independentes entre si, permitindo interpretar os eixos como frentes analíticas distintas.

O primeiro componente, associado à idade, ao esforço de pesquisa, à visitação e ao número de espécies ameaçadas, indica que os parques mais antigos, visitados e investigados cientificamente tendem a apresentar maior número de espécies ameaçadas, o que reforça a teoria de que essas variáveis estariam associadas positivamente com a conservação da biodiversidade. Esse achado dialoga com a literatura discutida anteriormente, segundo a qual visitação e pesquisas nos parques poderiam ser consideradas como atividades secundárias de conservação. As primárias seriam, por exemplo, fiscalização e monitoramento.

O segundo componente destaca os indicadores de efetividade de gestão (IPC, II e IR), sintetizando uma dimensão mais operacional e institucional. Esse eixo mostra que a efetividade de gestão (especialmente no que se refere às ações de manejo e à disponibilidade de insumos) constitui uma dimensão própria. Ao mesmo tempo, a presença moderada de espécies ameaçadas nesse componente reforça a hipótese de que a qualidade da gestão dos parques pode contribuir para a manutenção de ambientes mais biodiversos. Esse achado também dialoga com a literatura discutida anteriormente, segundo a qual insumos e processos são elementos centrais para a efetividade ecológica das UCs, ainda que seus efeitos nem sempre sejam lineares ou diretos.

O terceiro componente foi dominado pela variável área, que se isolou como um eixo estrutural independente. Essa separação indica que a escala territorial dos parques constitui uma dimensão própria e pouco correlacionada com as demais. Esses parques tendem a ser pouco visitados, pesquisados e integrados institucionalmente. A presença secundária de visitação (com carga negativa) reforça que os parques extensos atraem menos visitantes. Além disso, a presença da variável IR, ainda que de forma menos consistente, sugere que o tamanho dos parques influencia positivamente na percepção das equipes sobre o atingimento de resultados esperados para os parques. Esse componente reforça a percepção de existência de uma cultura mais conservadora em relação ao uso público dos parques no Brasil.

A HCA complementou a análise ao organizar os parques em três grandes perfis (clusters), coerentes com os componentes principais.

O primeiro cluster reuniu unidades mais antigas, pesquisadas, visitadas e com maior número de espécies ameaçadas. Muitos parques pequenos e médios da Mata Atlântica foram incluídos nesse grupo. Essa dimensão possui um gradiente forte de maturidade institucional dos parques. Exemplos incluem os PNs da Chapada dos Veadeiros, Itatiaia, Serra dos Órgãos, Chapada Diamantina. Esse cluster representa o conjunto de PNs mais consolidados do país, onde a sobreposição entre uso público, pesquisa científica e espécies da fauna registradas é mais evidente. Isso reforça os resultados inferenciais que identificaram a variável pesquisas como uma das mais robustas e fortemente associada tanto à visitação quanto ao número de espécies ameaçadas (biodiversidade do parque).

O segundo cluster agregou unidades com perfis intermediários, caracterizado por maior heterogeneidade. São os parques que não se destacam nem pela maturidade, nem pela escala territorial e apresentam resultados variados de efetividade de gestão e

conservação da biodiversidade (nímeros intermediários de espécies ameaçadas). Exemplos incluem os PNs Campos Ferruginosos, Boa Nova, Araucárias, Sete Cidades, Furna Feia, Jericoacoara. A influência expressiva do componente 2 indica que a efetividade de gestão tende a desempenhar um papel especialmente relevante nesse grupo, pois concentra os parques que necessitam de reforço em estrutura e consolidação de ações de manejo. Chama a atenção neste grupo o PN de Jericoacoara, que à primeira vista, deveria estar no cluster 1, merecendo investigação mais aprofundada.

O terceiro cluster reuniu principalmente os parques de grande extensão territorial. Esse grupo, que concentra todos os parques da Amazônia, com exceção de Campos Ferruginosos (cluster 2), representa o perfil de conservação extensiva e remota, onde os desafios logísticos e a baixa presença humana influenciam a gestão, os padrões de pesquisa e de visitação. Alguns desses parques possuem baixos números de espécies ameaçadas registrados. No entanto, possivelmente isso representa mais uma insuficiência de pesquisas e monitoramento do que um menor valor conservacionista ou ausência de pressão antrópica. Exemplos não amazônicos incluem os PNs Serra das Confusões, Nascentes do Rio Parnaíba, Grande Sertão Veredas, Chapada das Mesas, Pantanal Matogrossense, Serra da Bodoquena, Sempre-Vivas.

Em síntese a análise exploratória indica que o sistema de parques nacionais é altamente heterogêneo, com predominância do Cluster 1 (parques mais estruturados, pesquisados e visitados). O cluster 2 reúne os parques “intermediários”, que não se encaixam nos demais perfis e com potencial para maior visitação e pesquisas, sendo o mais estratégico para políticas de melhoria da efetividade de gestão. Enquanto o Cluster 3 representa os parques remotos, que apresentam particularidades relacionadas aos desafios logísticos e necessitam de gestão diferenciada.

6.7. Implicações para a gestão do turismo e da conservação em parques nacionais

Embora a visitação tenha apresentado fraca associação com a ocorrência de espécies ameaçadas, ela pode funcionar como um catalisador para a produção de dados científicos e para a captação de recursos destinados à gestão. Nesse sentido, políticas de promoção do turismo de natureza em parques nacionais poderiam integrar, de forma mais explícita, estratégias de pesquisa e conservação, superando a tradicional dicotomia entre uso público e proteção ambiental. Estimular o turismo de conservação, especialmente em

parques do Cluster 3, poderia contribuir para ganhos econômicos, sociais e ecológicos (Gazoni e Brasileiro, 2018, 2022; Rodrigues *et al.*, 2025).

A variável “pesquisas” destacou-se como uma das variáveis-controle mais robustas, estando fortemente associada tanto ao número de espécies ameaçadas quanto aos níveis de visitação dos parques. Parques com maior biodiversidade tendem a atrair mais visitantes, como apontam os resultados desta pesquisa e os estudos de Chung *et al.* (2018) e Siikamäki *et al.* (2015). Isso reforça que não há conservação efetiva sem pesquisa, e políticas de gestão deveriam priorizar a ampliação do esforço científico, investindo, por exemplo, em infraestrutura para os pesquisadores, especialmente nos parques dos *clusters* 2 e 3. Investimentos modestos poderiam gerar avanços significativos, como a aquisição de *camera traps* para os parques com deficiência de dados.

Outra variável que se mostrou fortemente associada à ocorrência de espécies ameaçadas foi o indicador de insumos do SAMGE. Isso reforça que recursos humanos, financeiros e materiais são o núcleo da conservação. Considerando que o Estado dificilmente proverá sozinho todos os recursos necessários, mecanismos inovadores de financiamento, como os previstos na Política Nacional de Incentivo à Visitação, tornam-se essenciais para garantir a capacidade mínima de operação nos PNs (Brasil, 2025; Meyers *et al.*, 2025).

A heterogeneidade entre os parques exige políticas diferenciadas. Os parques mais extensos e remotos precisam de mais investimento em pesquisas e fiscalização, os parques mais consolidados necessitam de reforço na gestão do uso público, das parcerias e do monitoramento, e os parques intermediários necessitam de fortalecimento institucional, criação de infraestrutura e melhoria nos instrumentos de gestão para não se tornarem unidades subfinanciadas e invisíveis.

No entanto, para promover o turismo de conservação, é essencial garantir o monitoramento da visitação e de seus impactos ambientais, preferencialmente de forma integrada ao monitoramento da biodiversidade (Teixeira e Cunha, 2025).

Por fim, é importante defender o cumprimento das restrições inerentes da categoria de manejo, evitando a normalização de atividades de extrativismo e agropecuária no interior dos parques, bem como avançar na regularização fundiária, de forma a promover segurança jurídica, condição essencial para melhorar a efetividade de gestão e de conservação nessas unidades (Watson *et al.*, 2014).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desta pesquisa indicam que os PN^s brasileiros exercem papel estratégico na conservação da biodiversidade, abrigando 27% das espécies ameaçadas da fauna nacional. No entanto, a análise estatística sugere que os níveis de visitação não estão associados de forma linear e direta com a ocorrência dessas espécies nos parques.

Por outro lado, a visitação está associada a pesquisas e o indicador de insumos à ocorrência de espécies ameaçadas. Recomenda-se, portanto, que as políticas públicas voltadas aos parques nacionais sempre integrem aspectos relacionados ao uso público, à ciência (incluindo a cidadã) e à sustentabilidade financeira, visando potencializar os resultados de conservação da biodiversidade.

Entre os biomas, a Amazônia se destaca por concentrar 80 % do território dos PN^s brasileiros, mas apresentar os menores níveis de visitação e de pesquisas, configurando-se como uma área com grande potencial para o desenvolvimento do turismo de conservação.

Novos estudos poderão aprofundar o entendimento sobre o papel do turismo na conservação dos parques nacionais, utilizando amostras estratificadas (ex. unidades com e sem visitação, menos efetivos, mais pesquisados, mais antigos, somente de um bioma ou determinado habitat), utilizando outros indicadores ecológicos (ex. áreas potenciais de ocorrência das espécies calculadas por modelagem de nichos ecológicos) e incluindo outras variáveis (ex. relacionadas a espécies exóticas, distância de centros urbanos, mudanças climáticas).

Os resultados também expõem lacunas importantes, como: (i) desigualdade na distribuição do esforço de pesquisa entre biomas e perfis de parques; (ii) parques com altos níveis de visitação e baixos registros de espécies ameaçadas, sugerindo deficiência de monitoramento; (iii) unidades sem dados ou com registros mínimos de visitação e de espécies ameaçadas, o que sugere baixa efetividade de gestão; e (iv) limitações do indicador de resultados (IR) do SAMGE, que não apresentou significância estatística nos testes, indicando baixa especificidade para resultados de conservação da biodiversidade.

A partir dos achados deste estudo, algumas oportunidades de aprimoramento seriam:

- ✓ Estimular a pesquisa científica nos parques, priorizando as unidades dos clusters 2 e 3, especialmente na Amazônia, Caatinga, Pampa e Pantanal;
- ✓ investir em programas de monitoramento da biodiversidade e da visitação e seus impactos, integrando ciência cidadã sempre que possível, para promover a gestão baseada em dados, em especial nos parques do cluster 1;
- ✓ revisar a métrica do indicador de resultados do SAMGE, para torná-lo mais específico para resultados ecológicos e de forma a premiar as unidades com gestão baseada em dados.
- ✓ buscar financiamento criativo para complementar o orçamento público, explorando instrumentos como fundos fiduciários, créditos de biodiversidade, além de parcerias (autorizações, permissões e concessões de serviços);
- ✓ envidar esforços para criar parques nacionais nos biomas sub-representados: Costeiro-Marinho, Pampa, Pantanal.

Em síntese, a presente pesquisa reforça que a visitação, quando articulada a recursos adequados, pesquisa científica e gestão qualificada, pode contribuir para a conservação da biodiversidade. No entanto, seu potencial depende de políticas baseadas em evidências, capazes de equilibrar o uso público e a proteção ecológica. O fortalecimento dos parques nacionais como refúgios de fauna ameaçada passa, portanto, pela integração entre conservação, ciência, gestão e sociedade.

REFERÊNCIAS

- ACREMAN, M.; HUGHES, K. A.; ARTHINGTON, A. H.; TICKNER, D. *et al.* Protected areas and freshwater biodiversity: A novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. **Conservation Letters**, 13, n. 1, p. e12684, 2020.
- BARTLETT, M. S. The significance of the sphericity test and factor analysis. **British Journal of Statistical Psychology**, v. 3, n. 2, p. 77–85, 1950.
- BERNARD, E., PENNA L.A.O., ARAUJO, E. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. **Conservation Biology**, 28 (4), p. 939-50, 2014.
- BONN, A.; RODRIGUES, A.; GASTON, K. Threatened and endemic species: Are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? **Ecology Letters**, 5, p. 733-741, 2002.
- BRASIL, 2000. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225 da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm> Acesso em: 23/07/2024.
- BRASIL, 2025. **Lei nº 15.180, de 25 de julho de 2025**. Institui a Política Nacional de Incentivo à Visitação a Unidades de Conservação. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou-/lei-n-15.180-de-25-de-julho-de-2025-644460909>> Acesso em: 02/08/2025.
- BROWN, C.; AHMADIA, G. N.; ANDRADI-BROWN, D. A.; ARAFEH-DALMAU, N. *et al.* Entry fees enhance marine protected area management and outcomes. **Biological Conservation**, 283, p. 110105, 2023.
- BUCKLEY, R.C. Parks and Tourism. **PLoS biology**, 7, n. 6, p. e1000143-e1000143, 2009.
- BUCKLEY, R.C. **Conservation Tourism**. Wallingford: CAB International, 214 p. 2010. ISBN 9781845937089.
- BUCKLEY, R. C. Conservation implications of COVID19: Effects via tourism and extractive industries. **Biological Conservation**, 247, p. 108640, 2020.
- BUCKLEY, R.C.; CASTLEY, J. G.; PEGAS, F. D.; MOSSAZ, A. C. *et al.* A Population Accounting Approach to Assess Tourism Contributions to Conservation of IUCN-Redlisted Mammal Species. **Plos One**, 7, n. 9, p. 8, 2012.
- BUCKLEY, R.C.; MORRISON, C.; CASTLEY, J. G. Net Effects of Ecotourism on Threatened Species Survival. **PLOS ONE**, 11, n. 2, p. e0147988, 2016.
- BUDOWSKI, G. Tourism and Environmental Conservation: Conflict, Coexistence, or Symbiosis? **Environmental Conservation**, 3, n. 1, p. 27-31, 1976.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: Aramed, 2003. 255p.
- CANAL PESQUISE, 2024. **Tutorial Estatístico Canal Pesquise**. Disponível em: <<https://www.canalpesquise.com.br/tut-1tutorialestatistico-1/tut-2>>. Acesso em 26/01/24.
- CARDINALE, B.; DUFFY, J.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, 486, p. 59-67, 2012.

CDB, 2022. Convention on Biological Diversity. **Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework.** COP 15, 2022, Kunming-Montreal. Disponível em: <<https://www.cbd.int/conferences/2021-2022/cop-15/documents>>. Acesso em: 19/07/24.

CHUNG, M. G.; DIETZ, T.; LIU, J. G. Global relationships between biodiversity and nature-based tourism in protected areas. **Ecosystem Services**, 34, p. 11-23, 2018.

COAD, L.; WATSON, J.; GELDMANN, J.; BURGESS, N. *et al.* Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 17, 2019.

CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. B.; DEVICTOR, V.; MAAS, B. *et al.* Impacts of the coronavirus pandemic on biodiversity conservation. **Biological Conservation**, 246, p. 108571, 2020.

CRESWELL, J.W.; CRESWELL, J.D. **Research Design.** Qualitative, Quantitative, and Mixed Methods Approaches. Sixth Edition. Los Angeles: SAGE, 2023. 384 p.

CUNHA, A. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic Forest National Park. **Journal for Nature Conservation**, 18, p. 291-295, 2010.

CUNHA, A.A.; COSTA, C.M.M. Nature Tourism Research in Brazil: a preliminary scientometric approach of the last 20 years. In: CUNHA, A.; MAGRO-LINDENKAMP, T.; MCCOOL, S. **Tourism and protected areas in Brazil: Challenges and perspectives.** Nova York: Nova Science Publishers, 2018. 330 p.

CUNHA, A.; RODRIGUES, C.; SANCHO-PIVOTO, A.; ROMAGOSA, F. The connection with nature in Brazilian urban parks and its contribution to the wellness of the population and to child development. **Sociedade & Natureza**, 2022.

DE ASSIS, J.P. *et al.* **Transformação de dados aplicada à estatística.** Nova Xavantina-MT: Pantanal, 2023. 131p. ISBN 978-65-81460-95-2.

DE CASTRO, E. B. V. Changing a Brazilian protected areas paradigm: why public use is not just optional. **Journal of Park and Recreation Administration**, 36, n. 3, 2018.

DEVELEY, P. Bird Conservation in Brazil: Challenges and practical solutions for a key megadiverse country. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, p. 171-178, 04/01 2021

DRUMMOND, J. A., MACHADO, M. T. S., BARRETO, C. G. FRANCO, J. L. A. **Proteção da Natureza no Brasil - 20 Anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000-2020).** Curitiba: Appris, 2024. 182p. ISBN 978-65-250-6208-2.

DUDLEY, N., STOLTON, S., SHADIE, P. **Guidelines for Applying Protected Area Management Categories.** Gland: IUCN, 2008. 143 p. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf>>. Acesso em: 03 de setembro de 2024.

EAGLES, P. F. J.; MCCOOL, S. F. **Tourism in National Parks and Protected Areas. Planning and Management.** UK, USA.: CABI Publishing, 2002.

EAGLES, P. F. J. Governance of recreation and tourism partnerships in parks and protected areas. **Journal of sustainable tourism**, 17, n. 2, p. 231-248, 2009.

EBIRD, 2025. Plataforma Cornell Lab of Ornithology. Disponível em <<https://ebird.org/home>>. Acesso em: 28 de agosto de 2025.

EDGAR, G. J.; STUART-SMITH, R. D.; WILLIS, T. J.; KININMONTH, S. *et al.* Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, 506, n. 7487, p. 216-220, 2014.

EPA, 2025. United States Environmental Protection Agency. **Exploratory Data Analysis**. Disponível em:<<https://www.epa.gov/caddis/exploratory-data-analysis-0#pca>>. Acesso em 05 de novembro de 2025.

FENNELL, D. A. **Ecotourism**. Fourth ed. London: Routledge, 2014. 336 p. 978-0-415-82964-9.

FONTOURA, L. M.; ADAMS, L.; MEDEIROS, R. Ecoturismo e Conservação da Biodiversidade em Parques Nacionais do Brasil e Estados Unidos. **Revista brasileira de ecoturismo**, 14, n. 3, 2021.

FOX, J.; WEISBERG, S., 2020. **Car: Companion to Applied Regression**. [R package]. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/car/>>. Acesso em: 31 de março de 2025.

FRANCO, J.L. The concept of biodiversity and the history of conservation biology: From wilderness preservation to biodiversity conservation. **História (São Paulo)**, 32, p. 21-48, 2013.

FRANCO, J.L.; SCHITTINI, G. M.; BRAZ, V. S. História da Conservação da Natureza e das Áreas Protegidas: Panorama Geral, **Historiae, Rio Grande** 6 (2): 233-270, 2015.

GARDA, A. B.; MOREIRA, J.; BURNS, R.; SOUZA, T.V.S.B. **Manual de Métodos para Monitoramento do Número de Visitas em Unidades de Conservação Federais**. ICMBio, 1a Edição, 2020, 40 pp. Disponível em: < https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoes-diversas/manual_de_metodos_para_o_monitoramento_do_numero_de_visitas_em_unidades_de Conservacao_federais.pdf>. Acesso em: 06 de nov de 2024.

GAZONI, J. L.; BRASILEIRO, I. L. G. Public visitation and deforestation in protected areas of the Brazilian Amazon: an application of the Linear Probability Model. **Journal of Ecotourism**, 21, n. 2, p. 166-183, 2022.

GAZONI, J. L.; BRASILEIRO, I. L. G. Tourism as an instrument of forest protection in the Amazon: a multivariate analysis. **Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo**, v. 12, n. 3, p. 23-46, 2018. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=504158891002>>. Acesso em: 17/09/24.

GELDMANN, J.; BARNES, M.; COAD, L.; CRAIGIE, I. D. *et al.* Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, 161, p. 230-238, 2013.

GELDMANN, J.; COAD, L.; BARNES, M.; CRAIGIE, I. *et al.* Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. **Biological Conservation**, 191, p. 692-699, 2015.

GELDMANN, J.; DEGUIGNET, M.; BALMFORD, A.; BURGESS, N. *et al.* Essential indicators for measuring site-based conservation effectiveness in the post-2020 global biodiversity framework. **Conservation Letters**, 2021.

GILL, D.; MASCIA, M.; AHMADIA, G.; GLEW, L. *et al.* Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. **Nature**, 543, 2017.

GRAHAM, M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecology**, v. 84, n. 11, 2003.

GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R (eds). **Principles of Conservation Biology**. 3rd ed. Sunderland: Sinauer Associates. 2006.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E. **Multivariate Data Analysis**. 8th ed. Cengage, 813 p. 2019.

HOCKINGS, M. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. **Bioscience**, 53, n. 9, p. 823-832, 2003.

HOCKINGS, M., STOLTON, S., LEVERINGTON, F., DUDLEY, N., COURRAU, J. **Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas**. 2^a. ed., Gland: IUCN, 2006, 105 p. ISBN 978-2-8317-0939-0. Disponível em: <<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2006.PAG.14.en>>. Acesso em: 07 de agosto de 2024.

IBGE, 2024 (a). **Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil 2024**. Disponível em:<<https://www.ibge.gov.br/apps/biomass/#/home>>. Acesso em 21 de abril de 2025.

IBGE, 2024 (b). **Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil: Adequação do limite leste do Sistema Costeiro-Marinho à Amazônia Azul**. Notas metodológicas n. 01/2024. Disponível em:<<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv102106.pdf>>. Acesso em 21 de abril de 2025.

ICMBIO, 2018 (a). **Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/roteiros/roteiro_metodologico_elaboracao_revisao_plano_manejo_ucs.pdf>. Acesso em: 05 de dezembro de 2024.

ICMBIO, 2018 (b). Instrução Normativa ICMBio nº 5/2018, de 01 de junho de 2018. **Dispõe sobre diretrizes e procedimentos administrativos para o monitoramento da visitação em unidades de conservação federais**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acao-informacao/institucional/legislacao/instrucoes-normativas/arquivos/instrucao_normativa_5_2018.pdf>. Acesso em: 30 de novembro de 2024.

ICMBIO, 2020. Instrução Normativa ICMBio nº 09/2020, de 11 de agosto de 2020. **Disciplina as diretrizes e procedimentos para a Avaliação do Risco de Extinção das Espécies da Fauna Brasileira**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acao-informacao/institucional/legislacao/instrucoes-normativas/arquivos/in_9_de_11_de_agosto_de_2020.pdf>. Acesso em: 12 de agosto de 2024.

ICMBIO, 2021. Portaria 607, de 28 de setembro de 2021. **Institui o Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão - SAMGe como ferramenta de diagnóstico e avaliação da efetividade de gestão das Unidades de Conservação Federais sob gestão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/servlet/INPDFViewer?jornal=515&pagina=90&data=01/10/2021&captchafield=firstAccess>>. Acesso em: 15 de agosto de 2024.

ICMBIO, 2022. Portaria 748, de 19 de setembro de 2022. **Normatiza o uso e a gestão do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/servicos-do-icmbio-no-gov.br/autorizacoes/pesquisas-ucs-sisbio/SEI_ICMBio12336330Portaria.pdf>. Acesso em: 14 de novembro de 2024.

ICMBIO, 2023. **Manual de Aplicação do Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão – SAMGE 2023.** Disponível em: <http://samge.icmbio.gov.br/uploads/home/2024_04_19/Manual_SAMGe_Ciclo_2023_V4-20240419223429.pdf>. Acesso em: 15 de agosto de 2024.

ICMBIO, 2024 (a). **Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão – SAMGE.** Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc1OTNiZjEtMGY5YS00OGM1LWE4ZjItNTc1ZDdlZmExZWZjIwidCI6ImMxNGUYyjU2LWM1YmMtNDNiZC1hZDljLTQwOGNmNmNjMzU2MCJ9>>. Acesso em: 06 de setembro de 2025.

ICMBIO, 2024 (b). **Sistema de Autorização e informação em Biodiversidade – SISBIO.** Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/servicos-do-icmbio-no-gov.br/autorizacoes/pesquisa-nas-ucs-sisbio>>. Acesso em: 12 de novembro de 2024.

ICMBIO, 2024 (c). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE.** Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 30 de julho de 2024.

ICMBIO, 2024 (d). **Visitação nas unidades de conservação federais.** Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiYzJiNjgzZTktZWI3MS00YzM5LTkzZmEtZjZkOGUwNWJhY2FiIwidCI6ImMxNGUYyjU2LWM1YmMtNDNiZC1hZDljLTQwOGNmNmNjMzU2MCJ9>>. Acesso em: 30 de jul. de 2024.

ICMBIO, 2024 (e). **Unidades de conservação por categorias.** Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/unidades-de-conservacao/parna/parna>>. Acesso em: 30 de jul. de 2024.

ICMBIO, 2024 (f). **Planos de Ação Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção.** Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan>>. Acesso em: 30 de jul. de 2024.

INSTITUTO SEMEIA, 2021. **Parques como vetores de desenvolvimento para o Brasil: Ecoturismo e potencial econômico do patrimônio natural brasileiro.** Instituto Semeia: 2021. 61 p. Disponível em: <<https://semeia.org.br/biblioteca/publicacoes/parques-como-vetores-de-desenvolvimento-para-o-brasil-2021>>. Acesso em 16 de junho de 2025.

IPBES, 2024. **Summary for Policymakers of the Thematic Assessment of the Interlinkages Among Biodiversity, Water, Food and Health (Nexus Assessment).** ISBN: 978-3-947851-44-7 Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/392831813_THE_NEXUS_REPORT_FINAL_VERSION_SUMMARY_FOR_POLICYMAKERS_OF_THE_THEMATIC_ASSESSMENT_OF_THE_INTERLINKAGES_AMONG_BIODIVERSITY_WATER_FOOD_AND_HEALTH_NEXUS_ASSESSMENT_Copyright_C_2025_Intergovernmental_Sci>. Acesso em 16 de junho de 2025.

ITACARAMBY, J. C. S. **Uma análise da gestão da visitação dos Parques Nacionais brasileiros de acordo com os princípios do ecoturismo.** 2023. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Disponível em: <<http://repositorio2.unb.br/handle/10482/46762>>. Acesso em: 25 de junho de 2025.

JAMOVI, 2022. **The Jamovi Project (Version 2.3).** [Computer Software]. Disponível em: <<https://www.jamovi.org>>. Acesso em: 21 de novembro de 2024.

JEPSON, P. R.; CALDECOTT, B.; SCHMITT, S. F.; CARVALHO, S. H. C. *et al.* Protected area asset stewardship. **Biological Conservation**, 212, p. 183-190, 2017.

JOLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. **Philosophical Transactions of the Royal Society: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, London, v. 374, n. 2065, p. 20150202, 2016.

JONES, K.; VENTER, O.; FULLER, R.; ALLAN, J. *et al.* One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**, 360, 2018.

JULIOUS, S. A.; MULLEE, M. A. Confounding and Simpson's paradox. **BMJ**, v. 309, n. 6967, 1994.

KAISER, H. F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**, v. 39, n. 1, p. 31–36, 1974.

KRÜGER, O. The role of ecotourism in conservation: panacea or Pandora's box? **Biodiversity and Conservation**, 14, n. 3, p. 579-600, 2005.

LAURANCE, W. F. Does research help to safeguard protected areas? **Trends in ecology & evolution (Amsterdam)**, 28, n. 5, p. 261-266, 2013.

LEAVE NO TRACE CENTER FOR OUTDOOR ETHICS, 2025. **The Seven Principles of Leave No Trace**. Disponível em: <<https://lnt.org/why/7-principles/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

LEUNG, Y. F., SPENCELEY, A., HVENEGAARD, G., BUCKLEY, R. (eds.). **Tourism and visitation management in protected areas**. Best Practice Protected Area Guidelines Series n. 27. Gland: IUCN, 2018, 120 p. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-027-En.pdf>>. Acesso em: 12 de agosto de 2024.

MACE, G. M. Whose conservation? **Science**, 345, n. 6204, p. 1558-1560, 2014.

MACKINNON, D. P.; KRULL, J. L.; LOCKWOOD, C. M. Equivalence of the mediation, confounding and suppression effect. **Prevention Science**, v. 1, n. 4, 2000.

MARION, J. L.; LEUNG, Y.-F.; EAGLESTON, H.; BURROUGHS, K. A Review and Synthesis of Recreation Ecology Research Findings on Visitor Impacts to Wilderness and Protected Natural Areas. **Journal of forestry**, 114, n. 3, p. 352-362, 2016.

MEYERS, D.; FITZGERALD, K. H.; ATHANAS, A., BALASUBRAMANIAN, H. *et al.* **Practice guidance for protected and conserved area finance**. Good Practice Guidelines Series Nº. 37. IUCN WCPA: 2025. 232 p. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/node/52521>>. Acesso em: 16 de junho de 2025.

MMA, 2014 (a). **Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014**. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção, conforme anexo a esta portaria. Disponível em: <http://cnclflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_mma_443_2014.pdf>. Acesso em: 14 de agosto de 2024.

MMA, 2014 (b). **Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014**. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, conforme anexo a esta portaria. A presente portaria trata de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_1ista_esp%C3%A9cies_ame%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 14 de agosto de 2024.

MMA, 2014 (c). **Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014.** Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos, conforme anexo a esta portaria. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_1ista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 14 de agosto de 2024.

MMA, 2022. **Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022.** Altera os anexos das Portarias nº 443, 444, 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Espécies de elasmobrânquios incluídas pela Portaria MMA nº 354, de 27 de janeiro de 2023. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf>. Acesso em: 14 de agosto de 2024.

MMA, 2023. **Portaria nº 354, de 27 de janeiro de 2023.** Altera a Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022 e inclui cinco espécies de elasmobrânquios na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-mma-n-354-de-27-de-janeiro-de-2023-460770327>>. Acesso em: 07 de dezembro de 2024.

MMA, 2024. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC.** Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/areas-protegidas/plataforma-cnuc-1>>. Acesso em: 07 de dezembro de 2024.

MOREIRA, F. A.; RIBEIRO GOMES, C.; MORAES SALVIO, G. M. O que motivou a criação dos parques nacionais no brasil? **GEOgraphia**, 25, n. 55, 2023.

MORRISON, C.; SIMPKINS, C.; CASTLEY, J. G.; BUCKLEY, R. C. Tourism and the Conservation of Critically Endangered Frogs. **Plos One**, 7, n. 9, p. 9, 2012.

MYERS, N. National Parks in Savannah Africa: Ecological requirements of parks must be balanced against socioeconomic constraints in their environs. **Science**, 178, n. 4067, p. 1255-1263, 1972.

MYERS, N. **The Primary Source: Tropical Forests and Our Future.** Norton, 1992.

NEWMARK, W. D. Species-area relationship and its determinants for mammals in western North American national parks. **Biological Journal of the Linnean Society**, 28, n. 1-2, p. 83-98, 1986.

NEWMARK, W. D. A Land-bridge Island Perspective On Mammalian Extinctions In Western North-american Parks. **Nature**, 325, p. 430-432, 1987.

NOSS, R. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. **Conservation Biology**, 4, p. 355-364, 1990.

O'BRIEN, R. M. A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. **Quality & Quantity**, 41, n. 5, p. 673-690, 2007.

PAULY, D. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. **Trends. Ecol. Evol. TREE**, 10, n 10: p. 430, 1995.

PIEL, A. K.; LENOEL, A.; JOHNSON, C.; STEWART, F. A. Deterring poaching in western Tanzania: The presence of wildlife researchers. **Global Ecology and Conservation**, 3, p. 188-199, 2014.

PICKERING, C.; ROSSI, S. D.; HERNANDO, A.; BARROS, A. Current knowledge and future research directions for the monitoring and management of visitors in recreational and protected areas. **Journal of outdoor recreation and tourism**, 21, p. 10-18, 2018.

POWLEN, K. A.; GAVIN, M. C.; JONES, K. W. Management effectiveness positively influences forest conservation outcomes in protected areas. **Biological Conservation**, 260, p. 109192, 2021.

R CORE TEAM, 2021. **R: A Language and environment for statistical computing**. (Version 4.1). [Computer software]. Disponível em <<https://cran.r-project.org>>. Acesso em: 21 de novembro de 2024.

REID, W.; MCNEELY, J.; TUNSTALL, D.; BRYANT, D. *et al.* **Biodiversity Indicators for Policy Makers**. WRI/IUCN/UNEP: 1993, 42p. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/node/6733>>. Acesso em: 15 de junho de 2025.

REVELLE, W., 2019. **Psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research**. [R package]. Disponível em <<https://cran.r-project.org/package=psych>>. Acesso em 01 de novembro de 2025.

RODRIGUES, D. D. J.; SOBRAL-SOUZA, T.; TOMA, T. S. P.; GUIMARAES, A. F. *et al.* Passando a boiada: degazettement and downsizing threaten protected areas in the Brazilian Amazon. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 23, n. 1, p. 1-5, 2025.

SEOL, H., 2023. snowCluster: **Multivariate Analysis**. (Version 7.1.7) [jamovi module]. URL. Disponível em <<https://github.com/hyunsooseol/snowCluster>>. Acesso em 07 de novembro de 2025.

SIIKAMÄKI, P.; KANGAS, K.; PAASIVAARA, A.; SCHRODERUS, S. Biodiversity attracts visitors to national parks. **Biodiversity and Conservation**, 24, 05/29 2015.

SILVA, L. C. C.; SANTOS, B. A. Are Brazilian marine protected areas repositories of threatened species? **Biodiversity and Conservation**, 33, n. 2, p. 793-805, 2024.

SILVERTOWN, J. A new dawn for citizen science. **Trends in Ecology & Evolution**, 24, n. 9, p. 467-471, 2009.

SOULÉ, M. E. Conservation: Tactics for a Constant Crisis. **Science (American Association for the Advancement of Science)**, 253, n. 5021, p. 744-750, 1991.

SOUZA, C. N.; RODRIGUES, A. C.; CORREIA, R. A.; NORMANDE, I. C. *et al.* No visit, no interest: How COVID-19 has affected public interest in world's national parks. **Biological Conservation**, 256, p. 109015, 2021.

SOUZA, T. V. S. B.; SIMÕES, H. B. **Contribuições do Turismo em Unidades de Conservação Federais para a Economia Brasileira - Efeitos dos Gastos dos Visitantes em 2018**: Sumário Executivo do ICMBio. 35 p, 2019. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/contribui-c3-a7-c3-b5es-economicas-do-turismo-final-web-pdf>>. Acesso em: 13 de maio de 2025.

SPENCELEY, A.; SNYMAN, S.; EAGLES, P. F. J. A decision framework on the choice of management models for park and protected area tourism services. **Journal of outdoor recreation and tourism**, 26, p. 72-80, 2019.

STEVEN, R.; CASTLEY, J. G. Tourism as a threat to critically endangered and endangered birds: global patterns and trends in conservation hotspots. **Biodiversity and Conservation**, 22, n. 4, p. 1063-1082, 2013.

STEVEN, R.; CASTLEY, J. G.; BUCKLEY, R. Tourism Revenue as a Conservation Tool for Threatened Birds in Protected Areas. **Plos One**, 8, n. 5, p. 8, 2013.

STRONZA, A.; PEGAS, F. Ecotourism and Conservation: Two Cases from Brazil and Peru. **Human Dimensions of Wildlife**, 13, p. 263-279, 2008.

STRONZA, A.; HUNT, C.; FITZGERALD, L. Ecotourism for Conservation? **Annual Review of Environment and Resources**, 44, 2019.

TEIXEIRA, A.; CUNHA, A. Gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas: uma revisão sistemática internacional. **Biodiversidade Brasileira**, 15, p. 41-53, 2025.

TRANQUILLI, S.; ABEDI-LARTEY, M.; AMSINI, F.; ARRANZ, L. *et al.* Lack of conservation effort rapidly increases African great ape extinction risk. **Conservation Letters**, 5, p. 48-55, 2012.

TRANQUILLI, S.; ABEDI-LARTEY, M.; ABERNETHY, K.; AMSINI, F. *et al.* Protected Areas in Tropical Africa: Assessing Threats and Conservation Activities. **PloS One**, 9, n. 12, p. e114154-e114154, 2014.

TROUDET, J.; GRANDCOLAS, P.; BLIN, A.; VIGNES LEBBE, R. *et al.* Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. **Scientific Reports**, 7, 12/01 2017

VERCILLO, U.E. **Os planos de ação para conservação de espécies da fauna ameaçadas de extinção no Brasil: história e análise de resultados (2004-2019)**. 2021. Dissertação de mestrado em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Disponível em: <http://icts.unb.br/jspui/bitstream/10482/41672/1/2021_UgoEichlerVercillo.pdf>. Acesso em: 14 de novembro de 2024.

WARDLE, C.; BUCKLEY, R.; SHAKEELA, A.; CASTLEY, J. G. Ecotourism's contributions to conservation: analysing patterns in published studies. **Journal of Ecotourism**, 20, n. 2, p. 99-129, 2018.

WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature (London)**, 515, n. 7525, p. 67-73, 2014.

WEAVER, D. B.; LAWTON, L. J. A new visitation paradigm for protected areas. **Tourism Management**, 60, p. 140-146, 2017.

WILSON, E. O. **The Diversity of Life**. Harvard University Press, 424 p. 1992.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice-Hall, 663 p. 1999.

ZIMMERMANN, A. **Visitação nos parques nacionais brasileiros: um estudo à luz das experiências do Equador e da Argentina**. 2006. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Disponível em: <http://www.realp.unb.br/jspui/bitstream/10482/3599/1/2006_Andrea%20Zimmermann.pdf>. Acesso em: 28 de novembro de 2024.

APÊNDICES

Apêndice 1. O sistema de avaliação do risco de extinção das espécies – SALVE

O Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) foi desenvolvido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) com o objetivo de organizar e gerenciar o processo de avaliação do risco de extinção das espécies da fauna brasileira, além de garantir o acesso público a essas informações (ICMBIO, 2020; ICMBIO, 2024 c). Trata-se de uma plataforma integrada que permite o armazenamento, a sistematização e o acompanhamento das diferentes etapas do processo avaliativo, incluindo a compilação de dados sobre as espécies, a articulação com especialistas e instituições parceiras, a execução das avaliações e a divulgação dos resultados.

A avaliação do risco de extinção é conduzida pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio, com a participação da sociedade civil e da comunidade científica. A metodologia e as diretrizes gerais do processo são regulamentadas pela Instrução Normativa ICMBio nº 09/2020, que define as etapas, prazos e responsabilidades dos atores envolvidos (ICMBio, 2020). O processo inicia-se com a compilação de registros de ocorrência e demais informações relevantes sobre as espécies, organizadas em fichas técnicas. Na sequência, essas fichas são submetidas a consultas públicas — com duração mínima de 30 dias — destinadas tanto à sociedade em geral quanto a especialistas convidados, visando à revisão e complementação das informações.

Após a incorporação das contribuições recebidas, a avaliação do risco é realizada com base nos critérios da UICN, por meio de oficinas técnicas que reúnem especialistas da comunidade científica. Os resultados são então validados para garantir a aplicação consistente da metodologia e a confiabilidade das informações utilizadas (ICMBIO, 2020; ICMBIO, 2024 c).

Os resultados dessas avaliações alimentam instrumentos estratégicos, como a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção, os Planos de Ação Nacional (PAN) para a conservação de espécies, os Planos de Redução de Impactos sobre a Biodiversidade (PRIM) e o mapeamento de áreas prioritárias para a conservação.

A identificação da categoria de risco de extinção das espécies depende de uma combinação de informações sobre tamanho, fragmentação, flutuações ou declínio da população, sobre a extensão da distribuição geográfica, sobre as ameaças e sobre

medidas de conservação passadas ou atuais. As espécies são enquadradas em categorias distintas de acordo com o grau do risco de sua extinção.

A lista oficial da fauna ameaçada foi publicada em 2014 por meio das Portarias MMA nº 444 (fauna terrestre) e nº 445 (peixes e invertebrados aquáticos), sendo posteriormente atualizada e unificada pela Portaria MMA nº 148/2022. Em 2023, cinco espécies adicionais de elasmobrânquios foram incluídas pela Portaria MMA nº 354/2023 (MMA, 2014, a-c; MMA, 2022; MMA, 2023).

Apêndice 2. O sistema de análise e monitoramento de gestão – SAMGE

O Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão (SAMGE) é a ferramenta oficial do ICMBIO para avaliar a efetividade da gestão das UCs federais, em uso desde 2016 (ICMBIO, 2021, 2023, 2024a). Fundamentado na abordagem da gestão adaptativa, o sistema permite identificar pontos fortes, fragilidades e resultados das ações de manejo, promovendo o aperfeiçoamento contínuo das estratégias adotadas.

O SAMGe avalia a efetividade da gestão com base no grau de alcance dos objetivos estratégicos de conservação, considerando três dimensões inter-relacionadas: recursos e valores da unidade (o que se busca conservar), usos sociais (interações permitidas, incentivadas ou vedadas), e ações de manejo realizadas. É uma ferramenta obrigatória para elaboração e revisão de planos de manejo, e para a alocação de recursos orçamentários e de projetos nas UCs federais.

As avaliações do SAMGe também subsidiam o acompanhamento da Meta 3 do Marco Global da Biodiversidade Kunming-Montreal que estabelece conservar, *de forma efetiva*, pelo menos 30% das áreas terrestres, aquáticas continentais e marinhas até 2030 (CDB, 2022).

O SAMGE foi desenvolvido com base em metodologias internacionais, tais como o *Management Effectiveness Tracking Tools* (METT) e *Rapid Assessment and Priorization of Protected Area Management* (RAPPAM) e possui compatibilidade com os padrões abertos de dados e com os indicadores globais de efetividade da IUCN (Hockings *et al.*, 2006).

Anualmente, as equipes das UCs alimentam o sistema com informações relacionadas a recursos e valores da unidade (objetivos de conservação); usos (permitidos, incentivados ou vedados); ações de manejo (incluindo instrumentos de planejamento, recursos, governabilidade, entre outros).

Esses dados geram notas para seis indicadores de efetividade de gestão:

1. Resultados – grau de conservação dos recursos naturais e valores;
2. Produtos e serviços – entrega dos usos sociais permitidos;
3. Contexto – desafios à consolidação da UC;
4. Planejamento – adequação e implementação dos instrumentos de gestão;
5. Insumos – disponibilidade de recursos humanos, financeiros e materiais;
6. Processos – governança, esforço e execução das ações planejadas.

O índice de efetividade de gestão da UC é calculado ponderando os seis indicadores e classificando a UC em cinco faixas:

1. Não efetiva: <20 %;
2. Reduzida efetividade: 20-39,9 %;
3. Moderada efetividade: 40-59,9 %;
4. Efetiva: 60-79,9 %;
5. Alta efetividade: > 80 %.

Apêndice 3. Dados utilizados nas análises estatísticas

Quadro 14 – Dados consolidados utilizados nas análises estatísticas.

Parque Nacional	Bioma	Visitação	Área	Idade	IE	IR	II	IPC	Pesq	EA
Abrolhos	Marinho	6.371	87.942	40	0,6401	0,5743	0,9005	0,6094	274	35
Acari	Amazônia		896.410	7	0,4787	0,2634	0,6681	0,5635	9	
Alto Cariri	Mata Atlântica	100	19.238	13	0,3698	0,3832	0,5185	0,4663	23	8
Amazônia	Amazônia	1.367	1.084.895	49	0,6448	0,7328	0,8277	0,6287	64	30
Anavilhas	Amazônia	14.450	350.469	42	0,5921	0,7363	0,5818	0,5328	182	8
Aparados da Serra	Mata Atlântica	107.961	13.141	64	0,5322	0,5308	0,7061	0,5715	214	11
Araguaia	Cerrado		555.524	64	0,4940	0,5773	0,5722	0,5138	75	12
Araucárias	Mata Atlântica	424	12.809	18	0,5511	0,7696	0,5203	0,5232	59	5
Boa Nova	Mata Atlântica	2.463	12.065	13	0,5910	0,7341	0,7155	0,5269	92	15
Boqueirão da Onça	Caatinga		347.557	5	0,4482	0,4181	0,6339	0,5534	32	5
Brasília	Cerrado	201.535	42.389	62	0,5919	0,6580	0,7958	0,6285	260	21
Cabo Orange	Amazônia	19	657.318	43	0,5474	0,6181	0,6556	0,5007	71	24
Campos Amazônicos	Amazônia	101	961.317	17	0,5510	0,5658	0,7327	0,5744	53	19
Campos Ferruginosos	Amazônia	41	79.086	6	0,5135	0,7966	0,2500	0,5625	37	2
Campos Gerais	Mata Atlântica	73.049	21.286	17	0,4981	0,5507	0,6811	0,5292	84	6
Caparaó	Mata Atlântica	60.186	31.853	62	0,6343	0,7818	0,7553	0,5889	379	20
Catimbau	Caatinga	4.777	62.294	21	0,5460	0,6133	0,7453	0,5357	171	5
Cavernas do Peruaçu	Caatinga	4.460	56.448	24	0,4595	0,5529	0,5236	0,4167	109	21
Chapada das Mesas	Cerrado	9.840	159.953	18	0,5524	0,7062	0,5804	0,5811	95	7
Chapada Diamantina	Caatinga	24.038	152.000	38	0,5802	0,6621	0,7871	0,5723	311	25
Chapada dos Guimarães	Cerrado	136.495	32.630	34	0,6369	0,6488	0,8437	0,7406	192	10
Chapada dos Veadeiros	Cerrado	59.073	240.611	62	0,5726	0,7003	0,7768	0,6387	282	20
Descobrimento	Mata Atlântica	338	22.607	24	0,4935	0,5276	0,6148	0,5569	72	24
Emas	Cerrado	1.747	132.000	62	0,6810	0,8355	0,6518	0,5974	190	22
Fernando de Noronha	Marinho	354.311	11.270	35	0,4467	0,4659	0,5560	0,6141	389	32
Furna Feia	Caatinga	292	8.494	11	0,6060	0,7786	0,5407	0,5809	103	6
Grande Sertão Veredas	Cerrado	491	230.671	34	0,5527	0,5939	0,6148	0,5248	84	14
Guaricana	Mata Atlântica		49.286	9	0,5737	0,6320	0,7540	0,5938	40	13
Iguacu	Mata Atlântica	1.476.437	185.263	84	0,5230	0,5108	0,7148	0,5481	401	17
Ilha Grande	Mata Atlântica	27.399	78.875	26	0,5111	0,4678	0,7152	0,5573	79	10
Ilhas dos Currais	Marinho	36	1.359	10	0,6484	0,7637	0,7217	0,5231	37	7

Itatiaia	Mata Atlântica	112.545	28.086	86	0,6142	0,7429	0,7786	0,6603	796	46
Jamanxim	Amazônia		862.895	17	0,5545	0,5180	0,8182	0,5803	19	19
Jaú	Amazônia	2.460	2.272.000	43	0,6409	0,8074	0,5248	0,5900	123	10
Jericoacoara	Caatinga	965.217	8.863	21	0,5191	0,4585	0,7267	0,6180	69	3
Juruena	Amazônia	68	1.958.014	17	0,6717	0,7938	0,8581	0,6543	52	13
Lagoa do Peixe	Pampa	5.395	36.722	37	0,5898	0,5587	0,7805	0,6231	109	22
Lençóis Maranhenses	Cerrado	130.513	155.000	42	0,4453	0,5514	0,4893	0,5677	88	12
Mapinguari	Amazônia	72	1.776.914	15	0,6326	0,6893	0,6667	0,5981	70	12
Montanhas do Tumucumaque	Amazônia	42	3.865.188	21	0,5587	0,8436	0,5100	0,5087	62	5
Monte Pascoal	Mata Atlântica	101.549	22.240	62	0,4914	0,4979	0,6345	0,5135	77	20
Monte Roraima	Amazônia	3.225	116.747	34	0,5641	0,6027	0,6832	0,5610	49	
Nascentes do Lago Jari	Amazônia		812.752	15	0,6011	0,7011	0,7247	0,5735	31	8
Nascentes do Rio Parnaíba	Cerrado	65	729.774	21	0,6332	0,7226	0,8542	0,6550	73	10
Pacaás Novos	Amazônia	150	708.669	44	0,5647	0,6620	0,6374	0,5219	31	8
Pantanal Matogrossense	Pantanal	166	135.000	42	0,5007	0,6876	0,3715	0,4296	45	8
Pau Brasil	Mata Atlântica	1.432	18.935	24	0,6294	0,6251	0,8648	0,6998	79	21
Pico da Neblina	Amazônia	71	2.252.616	44	0,4553	0,6624	0,3440	0,4797	40	4
Restinga de Jurubatiba	Mata Atlântica	80.803	14.922	25	0,5710	0,6958	0,6474	0,6165	275	14
Rio Novo	Amazônia		538.151	17	0,4134	0,1026	0,7780	0,5702	13	5
Saint-Hilaire/Lange	Mata Atlântica	6.554	25.119	22	0,5588	0,6117	0,7838	0,5345	95	11
São Joaquim	Mata Atlântica	90.312	49.800	62	0,5004	0,5712	0,5697	0,5178	171	8
Sempre-Vivas	Cerrado	119	124.154	21	0,5386	0,5600	0,8020	0,5828	123	12
Serra da Bocaina	Mata Atlântica	402.760	106.000	52	0,5248	0,5328	0,8572	0,5741	236	30
Serra da Bodoquena	Cerrado	431	77.021	23	0,4933	0,6513	0,6425	0,5674	88	10
Serra da Canastra	Cerrado	78.402	197.971	51	0,5033	0,4967	0,5677	0,5501	312	21
Serra da Capivara	Caatinga	18.480	100.000	44	0,4319	0,4714	0,5681	0,4886	157	9
Serra da Cutia	Amazônia	138	283.611	22	0,6838	0,8094	0,8609	0,7221	18	11
Serra da Mocidade	Amazônia	62	376.812	25	0,6292	0,7280	0,7431	0,5929	54	3
Serra das Confusões	Caatinga	2.510	823.854	25	0,4780	0,5205	0,3996	0,3978	99	10
Serra das Lontras	Mata Atlântica		11.343	13	0,4823	0,6306	0,5574	0,4026	39	26
Serra de Itabaiana	Mata Atlântica	11.335	8.024	18	0,5548	0,6901	0,6315	0,5453	110	4
Serra do Cipó	Cerrado	55.505	34.000	39	0,5475	0,5460	0,6408	0,5726	531	13
Serra do Divisor	Amazônia	543	837.555	34	0,4962	0,6600	0,5181	0,4607	84	8
Serra do Gandarela	Mata Atlântica	25.781	31.270	9	0,5609	0,6030	0,7680	0,5940	102	5
Serra do Itajaí	Mata Atlântica	6.783	56.918	19	0,4661	0,6286	0,5909	0,4915	114	9

Serra do Pardo	Amazônia		445.413	18	0,5494	0,6855	0,7602	0,5087	31	14
Serra do Teixeira	Caatinga		61.095	0						
Serra dos Órgãos	Mata Atlântica	154.050	20.024	84	0,5856	0,6994	0,7339	0,7280	704	38
Serra Geral	Mata Atlântica	82.696	17.300	31	0,5358	0,5622	0,7104	0,5527	134	12
Sete Cidades	Cerrado	15.132	6.221	62	0,4647	0,4513	0,3257	0,4572	108	1
Superagui	Mata Atlântica	12.711	21.400	34	0,5231	0,4932	0,6778	0,5741	101	13
Tijuca	Mata Atlântica	2.709.998	3.953	62	0,5852	0,7627	0,6737	0,5758	518	12
Ubajara	Caatinga	94.449	6.288	64	0,6455	0,7106	0,8658	0,6471	118	10
Viruá	Amazônia	1.000	280.984	25	0,6325	0,7329	0,7185	0,6208	184	9

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e).

Apêndice 4. Resumo de técnicas estatísticas para interpretação dos dados

Análise descritiva:

A análise descritiva constitui a etapa inicial do tratamento estatístico dos dados e tem como objetivo organizar, resumir e interpretar informações coletadas, sem recorrer à inferência probabilística. Nessa etapa, são empregadas técnicas que permitem uma descrição sintética dos dados, por meio de tabelas, gráficos e medidas estatísticas como frequências absolutas (n), frequências relativas (%), média, mediana e desvio padrão (Canal Pesquise, 2024).

A mediana representa o valor central de um conjunto de dados ordenados, de modo que metade das observações fique acima e metade abaixo desse valor. Diferentemente da média, que considera todos os valores da amostra, a mediana reflete apenas o posicionamento relativo, sendo, portanto, menos sensível à influência de valores extremos. Por essa razão, é preferida em distribuições assimétricas ou quando há presença de *outliers* (Canal Pesquise, 2024).

A dispersão dos dados pode ser analisada também por meio dos quartis, que dividem a distribuição ordenada em quatro partes iguais: Q1 (25%), Q2 (50% ou mediana) e Q3 (75%). A amplitude interquartil (AIQ), calculada como Q3 - Q1, é uma medida robusta de variabilidade, pois exclui os valores extremos e oferece uma representação mais fiel da dispersão central dos dados (Zar, 1999).

Distribuições com grande número de observações tendem a apresentar uma concentração de valores próximos da média, com frequência decrescente nos extremos. Esse padrão é conhecido como distribuição normal, geralmente representado por um gráfico em forma de sino. No entanto, nem toda distribuição simétrica é, de fato, normal. Algumas amostras podem conter valores atípicos (*outliers*), que se afastam significativamente dos demais e podem indicar erros de registro e medição. Mesmo nesses casos, não se recomenda excluir tais valores sem uma justificativa técnica adequada (Zar, 1999).

Para verificar se os dados seguem uma distribuição normal, é comum a aplicação de testes de normalidade. Neste estudo, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk, disponível na plataforma Jamovi. Desenvolvido em 1965, esse teste é particularmente sensível para amostras pequenas. A hipótese nula assume que os dados seguem distribuição normal; portanto, valores de $p < 0,05$ indicam rejeição dessa hipótese, sugerindo uma distribuição

não normal. A estatística do teste, denominada W, varia entre 0 e 1, sendo valores mais próximos de 1 indicativos de normalidade (Zar, 1999; Canal Pesquise, 2024).

Com base nos resultados de normalidade, são escolhidos os testes estatísticos adequados:

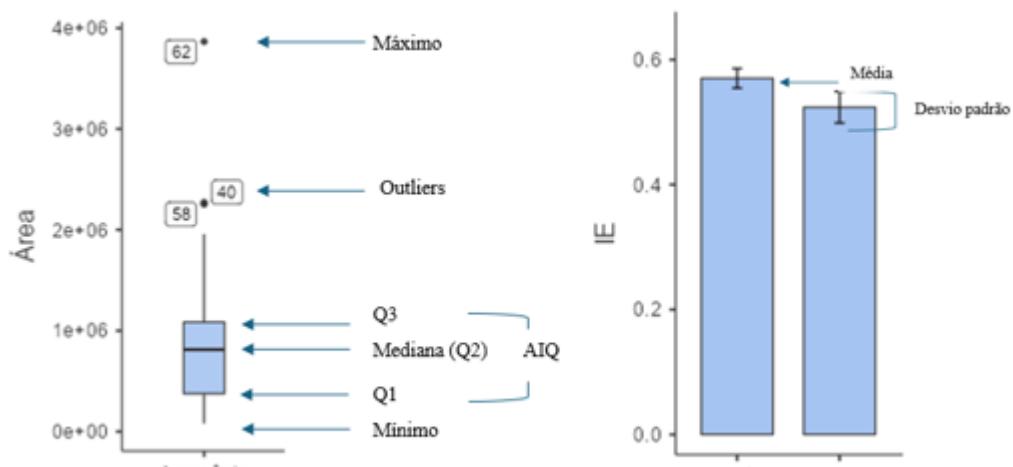
- Testes paramétricos são utilizados quando os dados seguem distribuição normal, e baseiam-se em parâmetros como média e desvio padrão;
- Testes não paramétricos são aplicados em casos de distribuição não normal ou para variáveis qualitativas (Zar, 1999; Canal Pesquise, 2024).

A representação gráfica dos dados também varia conforme sua distribuição:

- Para dados normalmente distribuídos, utilizam-se gráficos de barras com indicação da média e do desvio padrão;
- Para dados assimétricos ou com outliers, são recomendados os boxplots, que destacam a mediana (linha central), o primeiro quartil (Q1), o terceiro quartil (Q3), os valores mínimos e máximos, além de indicar visualmente os outliers, geralmente representados por pontos.

A Figura 42 a seguir ilustra a interpretação comparativa entre os gráficos de barra e boxplot.

Figura 42 - Interpretação de gráficos boxplot e de barras.



Fonte: a autora.

Análise Inferencial

A estatística inferencial permite tirar conclusões sobre uma população com base em uma amostra, considerando o erro amostral e a incerteza das estimativas. Os principais procedimentos são a estimativa de parâmetros (via intervalos de confiança) e o teste de hipóteses, com base no valor de p (Canal Pesquise, 2024).

O nível de significância (α) representa a probabilidade de rejeitar a hipótese nula (H_0) quando ela é verdadeira. Neste estudo, adotei $\alpha = 0,05$. A hipótese nula representa a ausência de diferença ou relação, enquanto a hipótese alternativa (H_a) expressa o efeito esperado. Por exemplo, um nível de significância de 0,05 indica um risco de 5 % de concluir que existe uma diferença, quando na realidade ela não existe (Canal Pesquise, 2024; Zar, 1999).

A escolha dos testes estatísticos depende do tipo e da distribuição das variáveis.

- Testes paramétricos: assumem normalidade dos dados e variâncias homogêneas; utilizam média e desvio padrão.
- Testes não paramétricos: não requerem normalidade, sendo mais robustos a outliers; baseiam-se em ordenação e ranqueamento (Zar, 1999).

Quando necessário, transformações logarítmicas podem ser utilizadas para aproximar os dados de uma distribuição normal e viabilizar o uso de testes paramétricos, como a regressão linear múltipla (De Assis *et al.*, 2023). Os testes paramétricos são robustos o suficiente para performarem mesmo quando os requisitos de normalidade e homocedasticidade não são plenamente cumpridos (Zar, 1999).

A correlação não implica relação de causa e efeito, e por isso, no teste de correlação, não se utiliza a terminologia de variável independente e dependente. Para interpretar a força da associação entre as variáveis, existem diferentes classificações na literatura científica (por exemplo: fraca, moderada, forte), mas a avaliação do significado prático desses achados depende da experiência do pesquisador e da contextualização à luz da literatura específica da área (Canal Pesquise, 2024).

A correlação e a regressão são métodos estatísticos utilizados para analisar relações entre variáveis. Quando não se pode assumir uma relação de dependência causal entre elas, utiliza-se a correlação. Já a regressão é apropriada quando se considera que uma ou mais variáveis influenciam diretamente outra. Nesse caso, as variáveis

explicativas são denominadas independentes ou preditoras, enquanto a variável influenciada é chamada de dependente, resposta ou desfecho (Zar, 1999).

A regressão linear múltipla (teste paramétrico) permite inferir e quantificar a influência ou não de variáveis independentes (explicativas) em uma variável dependente (desfecho). Esta técnica estatística permite prever valores desconhecidos da variável dependente Y por meio dos valores conhecidos das variáveis independentes X por meio da fórmula da regressão linear múltipla: $\log(Y) = a + b_1\log X_1 + b_2\log X_2 + b_3\log X_3 + \dots + b_n\log X_n + E$. Onde o coeficiente linear α (ou nível de referência) é o intercepto (onde a reta de regressão cruza o eixo Y) e os coeficientes β são as estimativas das variáveis (Zar, 1999).

Quando a análise envolve uma variável categórica (qualitativa), é necessário definir uma das categorias como referência, contra a qual as demais serão comparadas. Nesta pesquisa, a variável categórica é o bioma, e adotei a Mata Atlântica como categoria de referência por concentrar o maior número de PNs, registros de pesquisas, visitantes e espécies ameaçadas, além de ser particularmente relevante para o objetivo do estudo, que é analisar a influência da visitação na conservação da fauna ameaçada nos PNs.

Na análise dos resultados da regressão linear, temos:

- $P < 0,05$: o modelo é estatisticamente significativo e possui ao menos uma variável independente com efeito na variável desfecho (espécies ameaçadas da fauna nos parques).
- R^2 : Avalia a proporção da variância da variável dependente explicada pelo modelo. Varia de 0 a 1 e indica o tamanho do efeito do conjunto das variáveis independentes na variável de desfecho.
- R^2 ajustado: O ajuste é feito considerando o número de variáveis e tamanho da amostra; valor similar ao R^2 indica estabilidade do modelo. O R^2 ajustado penaliza modelos com muitas variáveis irrelevantes.
- F (estatística): análise de variância do conjunto de variáveis. Mede a razão entre a variância explicada pelo modelo e a variância residual (não explicada). Quanto maior melhor, e é dependente do valor de p. Se o valor de p for menor que o nível de significância ($< 0,05$), rejeitamos a hipótese nula, e concluimos que o modelo é melhor que o modelo representado apenas pela variável desfecho (intercepto). É calculado utilizando o gl 1 e gl 2.

- Intercepto: coeficiente α (média da variável desfecho ou número de espécies ameaçadas da fauna nos PNs no bioma Mata Atlântica).
- Estimativas: coeficientes β de cada variável. O valor pode ser positivo, se a relação for direta, ou negativo, se a relação for inversa.
- G1 1 (grau de liberdade do modelo): representa o número de variáveis independentes.
- G1 2 (grau de liberdade do erro): representa a quantidade de informações disponíveis para estimar a variabilidade do modelo. É calculado subtraindo-se o número de variáveis independentes (incluindo o intercepto) do total de observações (número de linhas da planilha).
- t (estatística t): é calculada pela razão entre a estimativa do coeficiente e seu erro padrão. Valores próximos de zero indicam que o coeficiente pode não ter efeito significativo sobre a variável resposta. Quanto maior (em valor absoluto) o t, maior a evidência de que o coeficiente é significativamente diferente de zero.

Para interpretar os resultados do modelo, o primeiro passo é verificar se ele difere significativamente do modelo nulo — aquele que considera apenas a variável dependente. Essa verificação é feita por meio da estatística F, cuja significância é avaliada pelo valor de p. Quando $p < 0,05$, conclui-se que pelo menos uma das variáveis independentes apresenta efeito estatisticamente significativo sobre a variável dependente. O valor da estatística F, por sua vez, depende do contexto e dos graus de liberdade, mas valores substancialmente maiores que 1, acompanhados de p-valor significativo, indicam que o modelo é estatisticamente robusto (Canal Pesquise, 2024).

Para avaliar o poder preditivo do modelo, utiliza-se o coeficiente de determinação (R^2), que indica a proporção da variabilidade da variável dependente explicada pelo conjunto de variáveis independentes. Quanto mais próximo de 1, maior a capacidade explicativa do modelo. Embora o R^2 não comprove causalidade entre as variáveis, ele é útil para compreender o grau de associação entre elas. No entanto, o R^2 tende a aumentar com a inclusão de novas variáveis, mesmo que irrelevantes. Por isso, utiliza-se também o R^2 ajustado, que corrige esse viés ao penalizar variáveis pouco informativas, proporcionando uma avaliação mais precisa da qualidade do modelo (Canal Pesquise, 2024).

Na regressão linear múltipla, são feitos alguns testes de verificação de pressupostos, como a normalidade de resíduos, verificada pelo teste de Shapiro-Wilk ou por gráficos Q-Q, e a estatística de colinearidade, avaliada pelo Fator de Inflação da Variância (VIF).

A correlação entre variáveis independentes é chamada de multicolinearidade. Se ela for substancial, as conclusões sobre a significância dos x correlacionados podem ser espúrias. Por exemplo: renda per capita e tamanho das casas são variáveis diferentes, mas ambas avaliam riqueza. Quando duas variáveis estão se sobrepondo, o ideal é excluir uma delas (Canal Pesquise, 2024; Zarr, 1999). Os valores não são absolutos e dependem do que se está analisando. Quanto mais próximo de 1 melhor. Nesta pesquisa adotei a nota de corte 5 (Canal Pesquise, 2024; Chung *et al.*, 2018; O'Brien, 2007).

O principal desafio na regressão é identificar quais variáveis independentes (X) exercem efeito significativo sobre a variável dependente (Y). Diversos procedimentos podem ser utilizados para selecionar o melhor — ou pelo menos um modelo adequado — entre diferentes combinações de variáveis. No entanto, os métodos disponíveis (muitos de natureza ad hoc) nem sempre convergem para as mesmas conclusões, e não há consenso entre estatísticos sobre qual abordagem é superior. Entre as estratégias manuais mais comuns estão: iniciar com um modelo simples, com poucas variáveis, e adicionar preditores progressivamente; ou, inversamente, começar com todas as variáveis e eliminá-las uma a uma, comparando o desempenho dos modelos resultantes (Zar, 1999).

Análise Exploratória Multivariada

A análise exploratória multivariada tem como objetivo identificar padrões, estruturas latentes e relações subjacentes entre múltiplas variáveis simultaneamente, sem formular hipóteses prévias ou realizar testes de significância estatística. Essas técnicas descrevem a organização interna dos dados e revelam como as variáveis se relacionam. As análises inferenciais buscam testar relações específicas e as análises exploratórias fornecem uma visão global da estrutura dos dados, o que auxilia na redução da dimensionalidade (número de variáveis ou atributos presentes em um conjunto de dados), na detecção de padrões ocultos e na identificação de agrupamentos naturais (Hair *et al.*, 2019).

Dentre essas técnicas, há a análise de componentes principais (PCA), que identifica componentes (combinações das variáveis originais) que explicam a maior parte da variância. Ela frequentemente é utilizada como primeira etapa antes de outras análises, como o agrupamento (clustering). As variáveis resumidas calculadas são os componentes principais (PC), e os pesos das variáveis originais correspondem às cargas fatoriais ou *loadings* (EPA, 2025).

Na PCA, podem ser aplicadas “correções” para facilitar a interpretação dos dados, são as chamadas rotações. Elas não alteram a variância total acumulada pelo modelo, mas redistribuem as cargas (ou peso) das variáveis entre os componentes. Na PCA ortogonal não há correlação entre os componentes, na PCA obliqua (ex. rotação oblimin), é permitida a correlação. Em geral, as correlações entre componentes menores que 0,3 são indicativas de baixa sobreposição entre as dimensões (Hair *et al.*, 2019).

O componente 1 explica a maior parte possível da variância dos dados, o segundo explica a maior parte da variância restante, e assim por diante. O pressuposto para aplicação do PCA é que haja correlação suficiente entre as variáveis para justificar a extração de componentes (Jolliffe e Cadima, 2016).

Alguns testes podem ser realizados para checar o atendimento a esse pressuposto, como os testes de Bartlett e KMO (Bartlett, 1950; Kaiser, 1974). O KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) é uma medida que avalia a proporção da variância nos dados que pode ser considerada comum a todas as variáveis (variância compartilhada), indicando se as variáveis têm correlações suficientes entre si para serem agrupadas em componentes ou fatores, no caso da análise fatorial exploratória. Os valores de referência adotados para o teste KMO foram baseados em Kaiser (1974): Muito boa adequação (0,8 a 1,0), boa (0,7 a 0,8), mediana (0,6 a 0,7), fraca (0,5 a 0,6), inadequada (< 0,5).

Outra técnica de análise exploratória multivariada é a análise de agrupamento, que pode ser de diversos tipos. A análise hierárquica de agrupamento é utilizada para identificar padrões de similaridade entre casos e organizar observações em grupos homogêneos sem a necessidade de hipóteses prévias.

Segundo Hair *et al.* (2019), esse procedimento busca formar clusters internamente consistentes por meio de algoritmos que avaliam a distância ou similaridade entre unidades de análise. Entre os métodos, destaca-se o de Ward, considerado pelos autores um dos mais eficazes para produzir agrupamentos compactos e com mínima variância interna. A técnica resulta em um dendrograma, que representa visualmente o processo de fusão dos grupos e permite ao pesquisador determinar o

número de clusters com base em critérios substantivos (que fazem sentido para a análise) ou geométricos (a partir das alturas-distâncias entre as fusões).

Na presente pesquisa, as duas opções geraram 3 clusters, pois utilizei os componentes da PCA como variáveis na HCA. Além disso, mantive as opções padrão do Jamovi, que são as mais utilizadas, como a medida euclidiana de distância e o método de agrupamento (*clustering*) Ward.D2. Eles são indicados quando as variáveis são contínuas e estão padronizadas (Hair *et al.*, 2019). Apesar de os dados dos parques possuírem diferentes escalas e apresentarem outliers, eles foram transformados em logaritmo natural e padronizados na PCA.

Apêndice 5. Resultados dos testes de regressão linear

Figura 43 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável resposta o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.257	0.0661	0.0510	4.38	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	1.9009	0.2573	7.39	<.001
Log Vis	0.0596	0.0285	2.09	0.040

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.959	0.034

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.446	0.199	0.186	15.4	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	0.540	0.483	1.12	0.268
Log Idade	0.546	0.139	3.92	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.917	<.001

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.478	0.229	0.216	18.4	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	0.362	0.484	0.749	0.457
Log Pesquisas	0.430	0.100	4.287	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.961	0.042

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.478	0.229	0.216	18.4	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	0.362	0.484	0.749	0.457
Log Pesquisas	0.430	0.100	4.287	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.961	0.042

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.209	0.0439	0.0284	2.84	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	3.12	0.434	7.20	< .001
Log IE	1.20	0.712	1.69	0.097

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.976	0.249

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.0364	0.00132	-0.0148	0.0822	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	2.339	0.253	9.232	< .001
Log IR	-0.145	0.506	-0.287	0.775

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.969	0.110

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.335	0.112	0.0981	7.86	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	3.51	0.404	8.70	< .001
Log IPC	1.92	0.687	2.80	0.007

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.965	0.070

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.530	0.281	0.269	24.2	1	62

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	3.07	0.156	19.68	< .001
Log II	1.51	0.308	4.92	< .001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.982	0.462

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.316	0.0996	0.00484	1.05	6	57

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	2.550	0.151	16.940	< .001
Bioma:				
Amazônia – Mata Atlântica	-0.383	0.240	-1.600	0.115
Caatinga – Mata Atlântica	-0.354	0.296	-1.195	0.237
Cerrado – Mata Atlântica	-0.150	0.250	-0.597	0.553
Marinho – Mata Atlântica	0.439	0.443	0.991	0.326
Pampa – Mata Atlântica	0.541	0.737	0.734	0.466
Pantanal – Mata Atlântica	-0.470	0.737	-0.638	0.526

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.963	0.052

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox & Weisber, 2020.

Figura 44 - Resultados dos testes de regressão linear simples tendo como variável resposta o nível de visitação anual em parques nacionais brasileiros (Jamovi).

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.471	0.222	0.209	17.7	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	17.753	2.228	7.97	<.001
Log Área	-0.821	0.195	-4.21	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.983	0.537

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.471	0.222	0.209	17.7	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	-1.30	1.954	-0.665	0.508
Log Idade	2.86	0.563	5.085	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.995	0.994

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.734	0.539	0.531	72.4	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	-5.04	1.613	-3.13	0.003
Log Pesquisas	2.84	0.334	8.51	<.001

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.980	0.365

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.125	0.0155	-3.36e-4	0.979	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	6.66	1.90	3.509	<.001
Log IE	-3.08	3.11	-0.989	0.326

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.961	0.043

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.343	0.118	0.103	8.26	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	5.74	1.03	5.59	<.001
Log IR	-5.90	2.05	-2.87	0.006

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.983	0.537

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global		
				F	gl1	gl2
1	0.211	0.0444	0.0290	2.88	1	62

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	11.49	1.81	6.36	<.001
Log IPC	5.21	3.07	1.70	0.095

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.951	0.013

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global			
				F	gl1	gl2	
1	0.233	0.0543	0.0391	3.56	1	62	0.064

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	9.76	0.773	12.64	<.001
Log II	2.88	1.523	1.89	0.064

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.966	0.074

Regressão Linear

Medidas de Ajustamento do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Teste ao Modelo Global			
				F	gl1	gl2	
1	0.257	0.0661	0.0510	4.38	1	62	0.040

Coeficientes do Modelo - Log Vis

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	5.83	1.330	4.38	<.001
Log EA	1.11	0.529	2.09	0.040

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.964	0.056

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e);

Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox &

Weisber, 2020.

Figura 45 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla tendo como variável resposta o número de espécies ameaçadas da fauna em parques nacionais brasileiros (Jamovi).

Resultados específicos do modelo Model 1 ▾

Coeficientes do Modelo - Log EA				
Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	1.9009	0.2573	7.39	<.001
Log Vis	0.0596	0.0285	2.09	0.040

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)	
Estatística	p
0.959	0.034

Resultados específicos do modelo Model 2 ▾

Coeficientes do Modelo - Log EA				
Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	0.6135	0.7930	0.774	0.442
Log Vis	0.0852	0.0318	2.683	0.009
Log Área	0.0949	0.0554	1.713	0.092

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade	
VIF	Tolerância
Log Vis	1.29
Log Área	1.29

[3]

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)	
Estatística	p
0.974	0.200

Resultados específicos do modelo Model 3 ▾

Coeficientes do Modelo - Log EA				
Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	0.2078	0.0770	0.270	0.788
Log Vis	0.0181	0.0394	0.460	0.647
Log Área	0.0328	0.0577	0.569	0.571
Log Idade	0.4895	0.1833	2.671	0.010

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade	
VIF	Tolerância
Log Vis	2.17
Log Área	1.53
Log Idade	1.69

[3]

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)	
Estatística	p
0.928	0.001

Resultados específicos do modelo Model 4 ▾

Coeficientes do Modelo - Log EA				
Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	-0.7716	0.7964	-0.969	0.337
Log Vis	-0.0513	0.0438	-1.172	0.246
Log Área	0.0307	0.0542	0.567	0.573
Log Idade	0.3260	0.1809	1.802	0.077
Log Pesquisas	0.4521	0.1520	2.973	0.004

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade	
VIF	Tolerância
Log Vis	3.03
Log Área	1.53
Log Idade	1.86
Log Pesquisas	2.44

[3]

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)	
Estatística	p
0.936	0.003

Resultados específicos do modelo Model 5

Coeficientes do Modelo - Log EA

Predictor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	-1.0334	0.8655	-1.194	0.237
Log Vis	-0.0649	0.0472	-1.375	0.174
Log Área	0.0338	0.0546	0.619	0.538
Log Idade	0.3187	0.1817	1.754	0.085
Log Pesquisas	0.4916	0.1606	3.061	0.003
Log IR	-0.3844	0.4889	-0.786	0.435

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade

	VIF	Tolerância
Log Vis	3.50	0.285
Log Área	1.54	0.648
Log Idade	1.87	0.535
Log Pesquisas	2.71	0.370
Log IR	1.27	0.786

[3]

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.929	0.001

Resultados específicos do modelo Model 6

Coeficientes do Modelo - Log EA

Predictor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	0.0274	0.9021	0.0304	0.976
Log Vis	-0.0887	0.0454	-1.9536	0.056
Log Área	0.0348	0.0516	0.6737	0.503
Log Idade	0.3542	0.1723	2.0554	0.044
Log Pesquisas	0.4556	0.1525	2.9881	0.004
Log IR	-0.9504	0.5047	-1.8832	0.065
Log IPC	1.8860	0.6739	2.7989	0.007

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade

	VIF	Tolerância
Log Vis	3.63	0.275
Log Área	1.54	0.648
Log Idade	1.88	0.532
Log Pesquisas	2.72	0.367
Log IR	1.52	0.660
Log IPC	1.30	0.766

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.936	0.002

Resultados específicos do modelo Model 7

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	-0.1606	0.8160	-0.1968	0.845
Log Vis	-0.0853	0.0410	-2.0800	0.042
Log Área	0.0368	0.0466	0.7902	0.433
Log Idade	0.3346	0.1557	2.1494	0.036
Log Pesquisas	0.4264	0.1379	3.0924	0.003
Log IR	-0.6982	0.4607	-1.5156	0.135
Log IPC	0.0607	0.7807	0.0777	0.938
Log II	1.3363	0.3582	3.7310	<.001

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade

	VIF	Tolerância
Log Vis	3.63	0.275
Log Área	1.54	0.648
Log Idade	1.88	0.532
Log Pesquisas	2.73	0.366
Log IR	1.55	0.646
Log IPC	2.15	0.465
Log II	1.82	0.549

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.952	0.014

Resultados específicos do modelo Model 8

Coeficientes do Modelo - Log EA

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto *	-0.7071	0.7953	-0.8891	0.378
Log Vis	-0.0867	0.0416	-2.0840	0.042
Log Área	0.1783	0.0648	2.7521	0.008
Log Idade	0.3829	0.1583	2.4184	0.019
Log Pesquisas	0.3340	0.1433	2.3303	0.024
Log IR	-0.4150	0.4781	-0.8682	0.389
Log IPC	0.9179	0.8538	1.0751	0.287
Log II	0.9103	0.3815	2.3858	0.021
Bioma:				
Amazônia – Mata Atlântica	-0.8645	0.3423	-2.5260	0.015
Caatinga – Mata Atlântica	-0.2877	0.2150	-1.3381	0.187
Cerrado – Mata Atlântica	-0.5360	0.2162	-2.4792	0.017
Marinho – Mata Atlântica	0.4408	0.3292	1.3391	0.187
Pampa – Mata Atlântica	0.1374	0.5317	0.2585	0.797
Pantanal – Mata Atlântica	-0.0583	0.6037	-0.0966	0.923

* Representa o nível de referência

Verificação de Pressupostos

Estatísticas de Colinearidade

	VIF	Tolerância
Log Vis	2.04	0.491
Log Área	1.82	0.549
Log Idade	1.47	0.680
Log Pesquisas	1.81	0.552
Log IR	1.36	0.735
Log IPC	1.69	0.592
Log II	1.51	0.660
Bioma	1.19	0.844

[3]

Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

Estatística	p
0.980	0.371

Fonte: MMA, 2024; ICMBIO, 2024 (a-e); Jamovi, 2022; R Core Team, 2021, Fox & Weisber, 202

