



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**O PAPEL DA CONEXÃO ENTRE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO E ÁREAS
PROTEGIDAS RESTAURADAS POR 40 ANOS NA COMPOSIÇÃO DA
COMUNIDADES DE MAMÍFEROS**

Por

PEDRO HENRIQUE FERREIRA TELES

NAZARÉ PAULISTA, 2025



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**O PAPEL DA CONEXÃO ENTRE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO E ÁREAS
PROTEGIDAS RESTAURADAS POR 40 ANOS NA COMPOSIÇÃO DA
COMUNIDADES DE MAMÍFEROS**

Por
PEDRO HENRIQUE FERREIRA TELES

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

**PROFA. DRA. MIRIAM PERILLI
PROF. DR. ROGÉRIO CUNHA DE PAULA
PROFA. MSC. VERIDIANA ARAÚJO**

**TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE**

**IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS
NAZARÉ PAULISTA, 2025**

Ficha Catalográfica

TELES.P.H.F, PEDRO

O Papel da Conexão entre Unidade de Conservação e Áreas Protegidas Restauradas por 40 Anos na Composição da Comunidades de Mamíferos, 2025

Título, Ano. XX pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

1. Conectividade
2. Restauração Ecológica
3. Conservação de fauna
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

Nazaré Paulista, 27 de agosto de 2025

Prof. Dra. Miriam Perilli

Prof. Dr. André Valle Nunes

Prof. Dr. Marcelo Magioli

"Recria tua vida, sempre, sempre. Remove pedras, planta roseiras e faz doces.
Recomeça." - Cora Coralina

Dedico este trabalho a minha filha Cora e a minha esposa Raquel, que a conservação possibilite que nossas gerações restaurem a vida sempre junto a natureza.

AGRADECIMENTOS

Agradeço sempre a minha esposa Raquel, por ser minha companheira de vida, com ensinamentos diários sobre quais valores realmente importam. À nossa filha Cora, pela diária dose de intensa alegria propulsora de nossa motivação.

À minha orientadora Miriam, por aceitar a orientação a distância, motivar a acreditar que devemos colocar o pé no chão, mas que acreditar em voar é importante. Ao Rogério e a Veridiana, que além amigos e coorientadores, são conselheiros de vida, proporcionadores de oportunidades e repletos de profissionalismo e emoção.

Aos colegas MARP.CD, que sempre param para discutir os sonhos e fazem muito para realizá-los, todos curiosos com o resultados, em especial aos gestores da Faixa de Proteção, que pude contar com todos no campo e quem não pode ir contei com os mapas. À equipe equilibre que me ajudou abrir o mato e encontrar todas as câmeras quase que pelo olfato.

À equipe NIT, que me incentivou a imaginar o corredor de vida, abrindo os caminhos para nossa primeira caracterização. Em especial a Liziane, a mais entusiasmada para o que for preciso, e claro à equipe do NIT 1, responsável pelo modelo de conectividade que nos trouxe a luz à priorização no território.

Ao Onças do Iguaçu, que compõem a equipe dos sonhos de qualquer conservacionista, pelos dados e informações tão importantes para integração da conservação na região. Ao ICMBio e Parque Nacional do Iguaçu por cuidarem tão bem das essenciais unidades de conservação em destaque ao Iguaçu repleto de fauna.

À Itaipu Binacional, por há mais de 50 anos ter assumido a vanguarda do meio ambiente no setor elétrico do país, incluindo preocupações com a restauração das florestas e com a fauna, e por ter me proporcionado e viabilizado a minha imersão na conservação e sustentabilidade junto ao IPÊ.

Aos meus colegas de turma e a todos, que do seu jeito contribuíram para a realização deste trabalho, e estiveram ao meu lado, meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
LISTA DE TABELAS	4
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 MATA ATLÂNTICA: BIODIVERSIDADE E HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO.	17
2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA-ATLÂNTICA PRINCÍPIOS, DESAFIOS E MÉTODOS.....	19
2.3 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E FLUXO DE FAUNA	21
3 OBJETIVOS	24
3.1 OBJETIVO GERAL	24
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO	26
4.2 DELINIAMENTO AMOSTRAL	29
4.3 Índice de Conectividade Estrutural (Cmax)	30
4.4 PONTOS DE AMOSTRAGEM	31
4.5 EQUIPAMENTO UTILIZADO	35
4.6 SELEÇÃO E ORIENTAÇÃO DOS PONTOS	35
4.7 PROCEDIMENTOS	36
4.8 CRONOGRAMA DE INSTALAÇÃO E COLETA DE DADOS	37
4.9 ESFORÇO AMOSTRAL	37
4.10 ANÁLISE DE DADOS E ESTATÍSTICA	37
4.10.1 Análises de Riqueza, Diversidade e Abundância Relativa	38
4.10.2 Composição e similaridade.....	38
4.10.3 Abundância Relativa	39
4.10.4 Análises de Variações Espaciais	39
4.10.5 Modelagem da Riqueza de Espécies (GLM)	39
4.10.6 Análise da Diversidade Beta e Turnover.....	40
4.10.7 Análise de Espécies Indicadoras (IndVal).....	40
4.10.8 Análise de Contribuição de Espécies (SIMPER)	41
4.10.9 Análise da presença de cães domésticos.....	41
4.11 CARACTERIZAÇÃO DO CORREDOR PROPOSTO	41
5 RESULTADOS.....	44

5.1	Esforço amostral e registros obtidos	44
5.2	Distribuição espacial e distâncias entre os pontos amostrais	45
5.3	Índice de conectividade estrutural das áreas amostradas	50
5.4	Composição, riqueza e diversidade de espécies	51
5.4.1	Abundância relativa por área e por parte.	52
5.4.2	Riqueza de espécies por área e parte	54
5.4.3	Composição taxonômica e conservação	56
5.5	Avaliação da suficiência do esforço amostral com curvas de rarefação	59
5.5.1	Curvas por área (até 12 pontos)	60
5.5.2	Curvas por parte (até 15 pontos)	61
5.5.3	Curvas por grupo protegido e total.....	63
5.6	Padrões de diversidade, Riqueza e equabilidade	64
5.6.1	Riqueza de espécies	65
5.7	Modelagem da riqueza de espécies por agrupamento (GLM)	77
5.7.1	Agrupamento por área Protegida.....	78
5.7.2	Agrupamento por área.....	78
5.7.3	Agrupamento por parte da paisagem	80
5.8	Composição taxonômica por ordem	82
5.9	Relação com categorias de ameaça (SALVE, nacional e estadual).....	88
5.10	Estrutura multivariada e análise de similaridade.....	93
5.10.1	Comparação da estrutura da comunidade entre grupos amostrais (PERMANOVA).....	95
5.10.2	Diversidade beta: turnover e nestedness na composição de espécies	97
5.11	Espécies indicadoras dos grupos protegidos (IndVal).....	99
5.11.1	Análise de contribuição de espécies (SIMPER)	101
5.12	Presença de Cães Domésticos	103
5.13	Caracterização socioambiental e estrutural do corredor de biodiversidade.....	105
5.13.1	Estrutura fundiária e uso da terra	106
5.13.2	Atividades produtivas e pressão antrópica	110
5.13.3	Áreas protegidas: APPs e Reservas Legais	113
5.13.4	Barreiras e elementos de infraestrutura	117
5.13.5	Características biofísicas	119
5.13.6	Características socioeconômicas do COR-SFF	121
5.13.7	Síntese integrada da caracterização do corredor.....	123
6	DISCUSSÃO	125
6.1	Padrões de Riqueza e Diversidade da Comunidade de Mamíferos	125
6.2	Composição da comunidade e o valor de conservação.....	128
6.3	Dinâmica e Similaridade da Comunidade	130
6.4	Espécies Indicadoras e subsídios para o monitoramento	133
6.5	Implicações da Presença de Cães Domésticos na Faixa de Proteção	137
6.6	Caracterização do Corredor de Biodiversidade São Francisco Falso (COR-SFF) e suas Implicações para a Comunidade de Mamíferos	139
6.6.1	Estrutura Fundiária e Uso da Terra: Desafios e Oportunidades para a Conectividade	140

6.6.2	Atividades Produtivas e Pressão Antrópica como Barreiras Funcionais.....	141
6.6.3	Áreas Legalmente Protegidas (APPs e RLs) e Remanescentes Florestais.....	141
6.6.4	Barreiras Físicas Lineares e Estratégias de Mitigação	142
6.6.5	Influência do Relevo e das Características Biofísicas na Estrutura do Corredor	143
6.6.6	Densidade Demográfica, IDH e Implicações Ecológicas no Corredor	145
6.6.7	Malha Florestal de Entorno: Ampliando a Conectividade Regional.....	146
7	CONCLUSÕES	148
8	RECOMENDAÇÕES	150
8.1	Aprimoramento do Monitoramento e da Gestão da Fauna	150
8.2	Manejo Estratégico da Paisagem e Engajamento Comunitário	150
8.3	Expansão do diagnóstico sobre a Malha de Conectividade Regional.....	151
9	REFERÊNCIAS BLIOGRÁFICAS	151

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1 -Cronograma de instalação e coleta das armadilhas fotográficas, com respectiva duração em dias de exposição em campo, por área amostral	37
Tabela 2 – Métodos e fortes para elaboração de cada mapa proposto.....	42
Tabela 3 - Resumo do esforço amostral e dos registros de mamíferos de médio e grande porte obtidos por armadilhagem fotográfica na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e no Parque Nacional do Iguaçu (PNI).....	44
Tabela 4 - Distâncias mínimas, máximas e médias entre os pontos amostrais da APIB e do PNI.	48
Tabela 5 - Espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte registradas nas áreas amostradas, organizadas por ordem e família. Inclui nome científico com autor taxonômico, categorias de ameaça conforme o SALVE-ICMBio e a Lista Vermelha do Estado do Paraná (2024), e abundância por área (MF01 a MF04, PNI e total geral).....	57
Tabela 6 - Número absoluto de espécies registradas em cada categoria de ameaça conforme o sistema nacional (SALVE) e a lista estadual (Paraná 2024), por unidade de conservação (PNI e APIB).....	88
Tabela 7 - Lista Estadual do Paraná (2024).....	89
Table 8 - Espécies de mamíferos com associação significativa ($p < 0,05$) a um dos grupos amostrados, segundo o Índice de Valor Indicador (IndVal), com indicação do valor do índice, grupo indicador e força da associação.	100
Tabela 9 - Espécies de mamíferos classificadas por grupo de associação na análise de Valor Indicador (IndVal), incluindo aquelas associadas à APIB, ao PNI e aquelas sem associação atribuída	101
Tabela 10 - Espécies de mamíferos que mais contribuíram para a dissimilaridade na composição das comunidades entre a APIB e o PNI, segundo a análise SIMPER. Inclui as médias de abundância por grupo e a contribuição percentual acumulada das dez espécies mais relevantes.	102
Tabela 11 - Espécies de mamíferos com associação significativa a um dos grupos amostrados (APIB ou PNI), com indicação do valor do Índice de Valor Indicador (IndVal), número de pontos amostrais na APIB, sensibilidade ecológica, grupo indicador e classificação de prioridade para o monitoramento.....	135

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figure 1 - Mapa da área geográfica onde está inserido o trabalho, evidenciando a Bacia do Paraná 3, e Area Protegida da Itaipu Binacional (APIB)	27
Figure 2 - Mapa da BP3 sob cobertura florestal com evidência das áreas protegidas, Parque Nacional do Iguaçu, Áreas Protegidas de Itaipu e Parque Nacional de Ilha Grande	28
Figura 3 - Mapa de maior fluxo de conectividade em 2021 na BP3, e menor custo, proposto por Tambosi <i>et al.</i> 2024 a partir das distâncias e tamanhos de fragmentos florestais.	30
Figure 4 - Mapa da área MF01 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal	32
Figure 5 - Mapa da área MF02 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal	32
Figure 6 - Mapa da área MF03 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal	33
Figure 7 - Mapa da área MF04 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal	33
Figure 8 - Mapa da área PNI com delimitação da unidade de conservação, pontos amostrados e cobertura florestal	34
Figure 9 - Mapa da área de estudo com o corredor de maior fluxo proposto por Tambosi <i>et al.</i> , 2024 destacando o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), o corredor central proposto e os pontos de amostragem por área.....	47
Figura 10 - Distância média entre os pontos de cada setor da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (MF01 a MF04) e os pontos amostrais do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	49
Figura 11 - Distância média entre os pontos amostrais das partes longitudinais da APIB (CORPO, MEIO e PONTA) e os pontos do Parque Nacional do Iguaçu (PNI).....	50
Figura 12 - Índice de conectividade estrutural por área da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), baseado nos valores de Cmax obtidos por ponto. O índice foi calculado a partir da sobreposição de corredores de menor custo para mamíferos, gerados com base	51

Figure 13 -Abundância total e relativa de mamíferos de médio e grande porte por área amostrada na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu.....	53
Figure 14- Abundância total e relativa de mamíferos de médio e grande porte por parte da paisagem na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu.....	54
Figura 15 - Riqueza total e riqueza média por ponto em cada área amostrada	55
Figura 16 - Riqueza total e riqueza média por ponto em cada parte da paisagem	56
Figura 17 - Curvas de rarefação por área (MF01, MF02, MF03, MF04 e PNI), com extrapolação até 12 pontos e intervalo de confiança de 95%.	61
Figura 18 - Curvas de rarefação por parte (CORPO, MEIO, PONTA e PNI), com extrapolação até 15 pontos e intervalo de confiança de 95%.	62
Figura 19 - Curvas de rarefação por presença/ausência com extrapolação até 50 pontos para os grupos APIB (n = 42) e PNI (n = 11). Intervalos de confiança a 95%......	63
Figura 20 - Curva de rarefação acumulada por presença/ausência com extrapolação até 60 pontos para o conjunto total da amostragem. A linha sólida representa a rarefação observada, e a tracejada, a extrapolação. Faixa sombreada indica o intervalo de confiança de 95%.....	64
Figura 21 – Riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). As letras indicam diferenças significativas entre grupos conforme o pós-teste de Dunn com correção de Holm ($p \leq 0,05$)......	66
Figura 22 - Riqueza de espécies por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (CORPO, MEIO, PONTA) e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Letras distintas indicam diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os grupos.....	67
Figura 23 - Comparação da riqueza de espécies entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). O teste de Mann-Whitney identificou diferença significativa ($p = 0,0085$), indicada por letras distintas.....	68
Figura 24 - Índice de diversidade de Shannon (H') por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). As comparações não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0,3828$).	69
Figura 25 - Índice de diversidade de Shannon (H') por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu. Não houve diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,1628$).	70

Figura 26 - Comparação do índice de Shannon (H') entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). A análise não indicou diferença significativa (Mann-Whitney, $p = 0,1274$).	71
Figura 27 - Índice de diversidade de Simpson ($1-D$) por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). Não foram observadas diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,6659$).....	72
Figura 28 - Índice de diversidade de Simpson ($1-D$) por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu. Não houve diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,4395$).	73
Figura 29 - Comparação do índice de Simpson ($1-D$) entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Diferença não significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p = 0,4493$).	74
Figura 30 - Índice de equabilidade de Pielou (J') por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,2583$).....	75
Figura 31 - Índice de Pielou (J') por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu. As comparações não apresentaram diferenças significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0,5253$).....	76
Figura 32 - Comparação do índice de equabilidade de Pielou (J') entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Diferença não significativa (Mann-Whitney, $p = 0,2975$).	77
Figura 33 - Riqueza esperada de espécies por área Protegida (APIB vs. PNI), estimada por modelo GLM com distribuição de Poisson. As barras indicam intervalo de confiança de 95%. Letras distintas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).	78
Figure 34- Riqueza média estimada de espécies de mamíferos por área amostrada, com intervalos de confiança (95%) e diferenças significativas indicadas por letras. Estimativas de riqueza de mamíferos por área, obtidas por GLM (distribuição de Poisson). As letras indicam diferenças significativas entre grupos (Tukey, $p < 0,05$). Cores representam as áreas restauradas (MF01 a MF04, amarelo a marrom) e o remanescente de referência (PNI, verde escuro).	80
Figure 35 - Riqueza média estimada de espécies por parte da paisagem, com intervalos de confiança (95%) e letras de significância. Estimativas de λ (riqueza média esperada) por parte da paisagem, obtidas por GLM com distribuição de Poisson. As barras representam os valores ajustados com intervalos de confiança (95%) e as letras indicam diferenças significativas entre grupos, com base nas comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$). As cores distinguem cada parte da Faixa de Proteção e o remanescente florestal do Parque Nacional do Iguaçu (PNI).	81

Figura 36 - Proporção de registros de mamíferos por ordem taxonômica nas áreas amostradas (MF01 a MF04 e PNI). Representação em gráficos de pizza	83
Figura 37 - Gráfico de barras empilhadas com a porcentagem de registros por ordem taxonômica nas áreas MF01 a MF04 e PNI. A visualização permite comparar diretamente a contribuição relativa de cada ordem entre as áreas	84
Figure 38 - Distribuição percentual da abundância de mamíferos por ordem taxonômica entre as partes da paisagem.....	85
Figure 39 – Composição percentual da comunidade de mamíferos por ordem taxonômica nas partes da paisagem	86
Figura 40 - Gráficos de pizza da abundância relativa por ordem taxonômica na APIB e no PNI.....	87
Figura 41 - Gráficos de barras empilhadas com a abundância relativa por ordem taxonômica na APIB e no PNI	88
Figura 42 - Percentual de espécies de mamíferos registrados em duas áreas protegidas – Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e Parque Nacional do Iguaçu (PNI) – conforme as categorias de ameaça das listas vermelhas do Brasil e do Estado do Paraná. As categorias consideradas incluem: Pouco Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR). Os valores são expressos como proporção percentual do total de espécies registradas em cada área de proteção, separadamente para cada lista (Brasil à esquerda e Paraná à direita).	91
Figura 43 - Proporção de registros fotográficos (abundância relativa) de espécies de mamíferos por categoria de ameaça nas áreas protegidas da Itaipu Binacional (APIB) e no Parque Nacional do Iguaçu (PNI), conforme as listas vermelhas do Estado do Paraná (acima) e do Brasil (abaixo). Os valores expressam a porcentagem de registros válidos atribuídos a cada categoria: Pouco Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR).....	92
Figura 44 - Ordenação NMDS da comunidade de mamíferos por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI), com elipses de confiança de 95%.....	94
Figure 45- Ordenação NMDS da comunidade de mamíferos por parte da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI), com elipses de confiança de 95%.....	95
Figura 46 -Total e média de cães domésticos registrados por área amostrada (MF01, MF02, MF03, MF04 e PNI). As colunas verdes representam o total de cães registrados por área; as colunas marrons indicam a média de cães por ponto amostral em cada área	104

Figura 47 - Total e média de cães domésticos registrados por parte da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI). As colunas verdes representam o total de cães registrados por parte; as colunas marrons indicam a média de cães por ponto amostral em cada parte da paisagem	105
Figura 48 - Distribuição e tamanho das propriedades ao longo do corredor	108
Figura 49 - Mapa de uso e cobertura da terra no corredor	109
Figura 50 - Proporções de Uso e cobertura do solo nas áreas do corredor COR-SFF	109
Figura 51 - Mapa de calor para produção bovina no COR-SFF	111
Figura 52 - Mapa de calor para produção suinícola e avícola no COR-SFF.	112
Figura 53 - Mapa da piscicultura no COR-SFF.	113
Figura 54 - Mapa das Reservas Legais no corredor	115
Figura 55 - Mapa das APPs no corredor. Fonte: IBGE, 2025.....	116
Figura 56 - Mapa das formações florestais conectadas.	117
Figura 57 - Mapa das rodovias (federal e estaduais) no corredor.....	118
Figura 58 - Mapa das linhas de transmissão elétrica no corredor.....	119
Figura 59 - Mapa de altimetria e perfil de relevo do ramo principal do corredor (em direção ao PNI). Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; SICAR, 2025.....	120
Figura 60 - Mapa de altimetria e perfil de relevo do braço leste do corredor (em direção à Área MF02). Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; SICAR, 2025.....	121
Figura 61 - Densidade populacional (2010) nos municípios interceptados pelo Corredor de Biodiversidade no Oeste do Paraná.	122
Figura 62 - Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) nos municípios atravessados pelo Corredor São Francisco Falso (COR-SFF), com destaque para a delimitação da faixa de conectividade funcional	123
Figura 63 - Mapa-síntese da caracterização do corredor: sobreposição de propulsores e barreiras.	124

LISTA DE ABREVIações

APIB	Áreas Protegidas da Itaipu Binacional
APPs	Áreas de Preservação Permanente
CAR	Cadastro Ambiental Rural
COR-SFF	Corredor São Francisco Falso
ESCAS	Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade
GLMs	Modelos Lineares Generalizados
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IndVal	Índice de Valor Indicador
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
NIT	Núcleo de Inteligência Territorial
NMDS	Escalonamento Multidimensional Não Métrico
PERMANOVA	Análise de Variância Permutacional
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
RLs	Reservas Legais
RPPNs	Reservas Particulares do Patrimônio Natural
SALVE	Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade
SICAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SIMPER	Análise de Contribuição de Espécies (Similaridade Porcentual)

RESUMO

O PAPEL DA CONEXÃO ENTRE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO E ÁREAS PROTEGIDAS RESTAURADAS POR 40 ANOS NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADES DE MAMÍFEROS.

Por

PEDRO HENRIQUE FERREIRA TELES

Agosto de 2025

Orientadora: Prof. Dra. Miriam Perilli

A Mata Atlântica é um bioma de alta biodiversidade, porém extremamente fragmentado, com apenas cerca de 12,4% de sua cobertura original remanescente. Nesse contexto, a restauração ecológica e a conectividade da paisagem constituem estratégias fundamentais para mitigar a perda de biodiversidade e a defaunação. Este estudo investigou a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas restauradas há 40 anos nas Áreas Protegidas da Itaipu Binacional (APIB) e a comparou com o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), considerado um remanescente florestal de referência e o maior fragmento de Mata Atlântica do interior do Brasil. A hipótese central foi de que, com o amadurecimento da restauração e a melhoria da conectividade, a comunidade da APIB se tornaria funcionalmente semelhante à do PNI.

Foram amostrados 53 pontos com armadilhas fotográficas, distribuídos em quatro áreas da APIB (MF01 a MF04) e no PNI, totalizando 3.710 câmeras-dia. Obtiveram-se 2.269 registros de mamíferos, correspondendo a uma riqueza observada de 30 espécies, nove ordens e 19 famílias. Na APIB (2.940 câmeras-dia) foram registradas 24 espécies, enquanto no PNI (770 câmeras-dia) foram registradas 19. A taxa de detecção foi maior no PNI (100,8 registros/100 câmeras-dia) do que na APIB (50,8 registros/100 câmeras-dia). Além disso, o PNI superou a APIB em riqueza média por ponto (8,8 versus 5,7 espécies), reforçando seu papel como área-fonte de biodiversidade. O PNI concentrou espécies mais sensíveis, como *Tapirus terrestris* e *Panthera onca*, enquanto a APIB apresentou predominância de generalistas, como *Didelphis albiventris* e *Dasypus novemcinctus*. Na APIB, foram detectadas seis espécies ameaçadas a nível nacional e

nove em nível estadual, enquanto no PNI foram registradas sete espécies ameaçadas no Brasil e oito no Paraná, evidenciando o valor de conservação de ambas as áreas. A validação empírica do modelo de corredor ecológico de menor custo (COR-SFF) indicou que a área de destino prioritária (MF03) apresentou os melhores indicadores de riqueza, diversidade e conectividade. As análises de diversidade beta revelaram que a diferença entre as comunidades foi impulsionada principalmente pelo turnover (substituição de espécies), indicando que a comunidade da APIB não é um subconjunto empobrecido, mas sim uma assembleia distinta e ecologicamente relevante em relação ao PNI. Concluiu-se que a hipótese de convergência plena deve ser interpretada com cautela, pois a APIB mantém identidade própria, desempenhando um papel duplo: como habitat para espécies mais resilientes e como corredor funcional para o trânsito de espécies sensíveis, contribuindo para a conservação de táxons ameaçados. O diagnóstico detalhado do corredor oferece subsídios concretos para o planejamento estratégico e a gestão integrada da paisagem, fortalecendo a conectividade regional e a resiliência da Mata Atlântica.

PALAVRAS-CHAVE: Espécies indicadoras; Diversidade beta; Conectividade funcional; Fragmentação florestal; Sucessão ecológica.

ABSTRACT

THE ROLE OF CONNECTIVITY BETWEEN A CONSERVATION UNIT AND PROTECTED AREAS RESTORED FOR 40 YEARS IN THE COMPOSITION OF MAMMAL COMMUNITIES

By

PEDRO HENRIQUE FERREIRA TELES

August 2025

Advisor: Prof. Dra. Miriam Perilli

The Atlantic Forest is a highly biodiverse yet severely fragmented biome, with only about 12.4% of its original forest cover remaining. In this context, ecological restoration and landscape connectivity are key strategies to mitigate biodiversity loss and defaunation. This study investigated the structure of medium- and large-bodied mammal communities in areas restored for 40 years within the Itaipu Binacional Protected Areas (APIB) and compared them with those of Iguaçu National Park (PNI), considered a reference remnant and the largest fragment of Atlantic Forest in the interior of Brazil. The central hypothesis was that, with restoration maturation and improved connectivity, the APIB community would become functionally similar to that of the PNI. A total of 53 camera trap stations were deployed across four APIB areas (MF01 to MF04) and the PNI, totaling 3,710 camera-days. We recorded 2,269 mammal detections, representing 30 species, nine orders, and 19 families. In the APIB (2,940 camera-days), 24 species were recorded, while in the PNI (770 camera-days), 19 species were recorded. The detection rate was higher in the PNI (100.8 records/100 camera-days) than in the APIB (50.8 records/100 camera-days). Furthermore, the PNI outperformed the APIB in mean species richness per station (8.8 versus 5.7 species), reinforcing its role as a biodiversity source area. The PNI concentrated more sensitive species, such as *Tapirus terrestris* and *Panthera onca*, while the APIB was dominated by generalists, such as *Didelphis albiventris* and *Dasypus novemcinctus*. The APIB registered six species nationally threatened and nine regionally threatened, whereas the PNI recorded seven nationally threatened and eight regionally

threatened species, underscoring the conservation value of both areas. Empirical validation of the least-cost ecological corridor model (COR-SFF) indicated that the priority destination area (MF03) presented the highest indicators of species richness, diversity, and connectivity. Beta diversity analyses revealed that differences between communities were mainly driven by turnover (species replacement), indicating that the APIB community is not an impoverished subset but a distinct and ecologically relevant assemblage compared to the PNI. We conclude that the hypothesis of full convergence should be interpreted with caution, as the APIB maintains its own identity, playing a dual role: as habitat for resilient species and as a functional corridor for the movement of sensitive species, contributing to the conservation of threatened taxa. The detailed corridor assessment provides concrete guidance for strategic planning and integrated landscape management, strengthening regional connectivity and the resilience of the Atlantic Forest.

KEYWORD: Indicator species; Beta diversity; Functional connectivity; Forest fragmentation; Ecological succession

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é reconhecida como um dos biomas mais biodiversos do planeta, abrigando altos níveis de endemismo e uma complexa estrutura ecológica (MMA, 2022). No entanto, desde o início da colonização no século XVI, esse bioma tem sido intensamente desmatado com sérias perdas de áreas nativas e primárias, resultando em fragmentação com perda de habitat (RIBEIRO *et al.*, 2009; CUNHA *et al.*, 2020). Atualmente, restam apenas cerca de 12,4% de sua cobertura florestal original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021). A área originalmente ocupada pela Mata Atlântica corresponde hoje à região com maior densidade demográfica do Brasil, concentrando aproximadamente 70% da população nacional (IBGE, 2019), o que impõe desafios para a conservação do bioma.

Fatores como clima ameno, relevo variado, solos férteis, abundância hídrica e elevada disponibilidade de recursos naturais provenientes da biodiversidade, além da proximidade com o litoral atlântico, favoreceram a ocupação humana e o desenvolvimento econômico ao longo dos séculos (JOLY *et al.*, 2014; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Como consequência, extensas áreas florestais foram convertidas em zonas agrícolas e urbanas, impulsionando o crescimento populacional e acelerando os processos de fragmentação e degradação ambiental (SILVA *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2009; OLIVEIRA, 2007). Todavia, diante da finitude dos recursos naturais intensamente explorados nas últimas décadas, a redução das áreas cobertas pela biodiversidade típica da Mata Atlântica tem provocado impactos severos à sustentabilidade ambiental e à qualidade de vida das populações humanas. Entre os principais efeitos estão o aumento na incidência de doenças, a intensificação de eventos climáticos extremos, a escassez de recursos hídricos e a degradação dos solos (IPBES, 2019).

Associado ao processo de intensa ocupação humana e rápido desenvolvimento econômico em toda a extensão do bioma, observa-se um fenômeno conhecido como defaunação — a perda de populações animais provocada pela escassez de recursos alimentares, abrigo e condições sanitárias, além das crescentes pressões antrópicas, como atropelamentos, caça e tráfico de espécies para fins domésticos e comerciais

(DIRZO *et al.*, 2014; JORGE, 2013; BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2017). A defaunação compromete não apenas a biodiversidade, mas também os processos ecológicos fundamentais, como dispersão de sementes, controle populacional e ciclagem de nutrientes, afetando a resiliência dos ecossistemas remanescentes.

Esse processo é agravado por uma herança histórica do modelo de colonização, que via a fauna silvestre como perigosa ou indesejável, legitimando sua perseguição e extermínio no contexto da expansão territorial (JORGE *et al.*, 2013). Com a avançada fragmentação da Mata Atlântica, a simples interrupção do desmatamento já não é suficiente para restaurar a funcionalidade ecológica comprometida (MAGNAGO *et al.*, 2014). Nesse cenário, a adoção de estratégias ativas de restauração florestal torna-se essencial para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. A restauração ecológica consolidou-se como uma ciência aplicada, fundamentada em diretrizes técnicas e evidências empíricas que orientam sua implementação e monitoramento (HOLL; AIDE, 2011). Embora existam protocolos estabelecidos, a eficácia das ações depende da adaptação às especificidades ecológicas, sociais e econômicas de cada local (RODRIGUES *et al.*, 2011). Nesse cenário, a compreensão da efetividade de longo prazo dessas ações, especialmente no que tange à recuperação da fauna, permanece um desafio.

A conectividade funcional entre fragmentos florestais restaurados e áreas de vegetação nativa conservada desempenha um papel fundamental na viabilidade de populações de mamíferos, especialmente daquelas espécies mais sensíveis à fragmentação da paisagem (SUTER *et al.*, 2020; TAMBOSI *et al.*, 2024). No oeste do Paraná, destaca-se a relação entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), que abriga um dos maiores remanescentes contínuos de Mata Atlântica, e as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional (APIB), restauradas desde a década de 1980 como parte do plano ambiental empresarial condicionante à construção e operação da Usina Hidrelétrica de Itaipu (ITAIPU BINACIONAL, 2020). Para ampliar o conhecimento e integrar as ações ambientais na região, em 2021, a Itaipu Binacional e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) firmaram um Termo de Acordo e Cooperação Técnica para articular estratégias de manejo, monitoramento e conservação da

paisagem entre o parque nacional e as áreas protegidas restauradas da Itaipu Binacional.

Este trabalho busca investigar a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte nas áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional, com ênfase na composição e na comparação com o Parque Nacional do Iguaçu, considerado o importante remanescente de referência. A hipótese central é que, após quatro décadas de restauração ecológica assistida e mediante a melhora de conectividade estrutural e funcional, essas áreas restauradas apresentem uma comunidade de mamíferos que, à medida que amadurece, se torna mais complexa e funcionalmente semelhante àquela observada no PNI. Assim, pretende-se avaliar não apenas a presença da fauna, mas também os indícios de recuperação dos processos ecológicos associados à integridade funcional da paisagem.

Adicionalmente, foi realizada a caracterização da paisagem do principal corredor ecológico identificado por Tambosi *et al.* (2024), com o objetivo de identificar os elementos que facilitam ou limitam o deslocamento da fauna entre os citados núcleos florestais. A contribuição esperada deste trabalho está na análise da efetividade da restauração ambiental de longo prazo, considerando sua capacidade em suportar e abrigar uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte que proporcionem funcionalidade equivalente à dos remanescentes florestais. Nesse contexto, foi analisado se a maturidade estrutural das áreas restauradas permite não apenas o trânsito, mas também o estabelecimento de uma diversidade de espécies suficiente para manter processos ecológicos complexos. Os resultados obtidos poderão subsidiar o aprimoramento de estratégias de conservação, restauração e ordenamento territorial em paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 MATA ATLÂNTICA: BIODIVERSIDADE E HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO.

A Mata Atlântica, reconhecida globalmente como um *hotspot* de biodiversidade com altos níveis de endemismo, enfrenta uma das maiores crises de conservação (MMA, 2022; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). A fragmentação florestal é um dos principais fatores responsáveis pela crise da biodiversidade em ecossistemas tropicais (FAHRIG, 2003; CUNHA *et al.*, 2020). No bioma Mata Atlântica, historicamente pressionado pela expansão urbana, agrícola e industrial, restam atualmente poucos remanescentes de cobertura florestal original, distribuídos em milhares de fragmentos isolados de diferentes tamanhos, formas e graus de conservação (RIBEIRO *et al.*, 2009). Esse processo de fragmentação altera profundamente a estrutura da paisagem, reduzindo a área total de habitat disponível e aumentando o isolamento entre os remanescentes. Ecologicamente, a fragmentação envolve três componentes principais: perda de habitat, redução de conectividade e intensificação dos efeitos de borda (FAHRIG, 2003).

Tais mudanças têm implicações diretas sobre a composição, abundância e viabilidade de populações animais, principalmente aquelas sensíveis à perturbação e com grandes exigências de área, como é o caso dos mamíferos de médio e grande porte (SILVA *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2009). Espécies com baixa densidade populacional, elevada mobilidade ou dietas especializadas tendem a desaparecer primeiro em paisagens fragmentadas, levando à chamada “defaunação” — processo de empobrecimento funcional da fauna que compromete serviços ecossistêmicos, como a dispersão de sementes, o controle populacional e a regulação da herbivoria (DIRZO *et al.*, 2014; JORGE, 2013).

O isolamento entre fragmentos, associado à perda da cobertura vegetal contínua, também reduz o fluxo gênico entre populações, aumentando os riscos de endogamia e extinções locais (FRANKHAM *et al.*, 2010). Para grupos de grande porte, como os carnívoros neotropicais, a fragmentação pode ainda causar conflitos com humanos ao forçar o deslocamento para áreas agrícolas ou periurbanas, intensificando a mortalidade por atropelamentos ou perseguição (CULLEN JR. *et al.*, 2005). Além disso, fragmentos menores tendem a perder espécies especializadas e manter apenas aquelas com maior tolerância a perturbações, o que resulta em comunidades simplificadas e ecologicamente desequilibradas (ESTES *et al.*, 2011; PERES, 2001).

No contexto da Mata Atlântica do oeste paranaense, a conversão acelerada da vegetação nativa em áreas agrícolas, entre as décadas de 1960 e 1980, agravou os

efeitos da fragmentação, criando um cenário em que poucas Unidades de Conservação, como o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), atuam como refúgios de biodiversidade (RIBEIRO *et al.*, 2009; IBGE, 2019). Nesse panorama, áreas em restauração há cerca de 40 anos, como as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional (APIB), assumem um papel crucial na manutenção da conectividade estrutural (ITAIPU BINACIONAL, 2020). A conservação da fauna remanescente depende, portanto, da conectividade entre esses núcleos de vegetação nativa e áreas em processo de regeneração, que podem atuar como corredores ou *stepping stones* para a movimentação da fauna (TAMBOSI *et al.*, 2024).

Diante desse cenário, compreender os impactos da fragmentação sobre as comunidades de mamíferos e avaliar a funcionalidade ecológica das áreas restauradas torna-se essencial para planejar estratégias eficazes de conservação da biodiversidade e recuperação da integridade da paisagem.

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA-ATLÂNTICA PRINCÍPIOS, DESAFIOS E MÉTODOS.

A restauração florestal tem se consolidado como uma das principais estratégias para reverter os impactos da fragmentação e promover a recuperação da biodiversidade e da funcionalidade ecológica nas paisagens antropizadas da Mata Atlântica. Ao reconstituir a cobertura vegetal nativa em áreas degradadas ou desmatadas, a restauração baseia-se em princípios ecológicos, que buscam o restabelecimento de sua integridade estrutural e funcional dos ecossistemas (SER, 2004). Essa prática promove benefícios que transcendem os limites dos fragmentos florestais, contribuindo para o aumento da conectividade funcional e o restabelecimento de processos ecológicos essenciais, como dispersão de sementes, fluxo gênico e ciclos biogeoquímicos (ARONSON; ALEXANDER, 2013; REZENDE *et al.*, 2018). As abordagens metodológicas variam desde o plantio ativo de mudas até a condução da regeneração natural, muitas vezes combinadas para otimizar o sucesso em diferentes contextos (RODRIGUES *et al.*, 2011).

No bioma Mata Atlântica, que apresenta alta heterogeneidade ambiental e elevado grau de fragmentação, a restauração é particularmente relevante para a

formação de corredores ecológicos capazes de reconectar remanescentes isolados. A conectividade entre fragmentos é fundamental para a conservação da biodiversidade, especialmente de espécies sensíveis à fragmentação e com grandes exigências de área, como diversos mamíferos de médio e grande porte, animais de massa corporal acima de 1kg (CHIARELLO, 1999; BENNETT, 2003). Em áreas com histórico de intenso desmatamento, como o oeste do Paraná, a restauração pode promover a recolonização por espécies nativas, desde que existam fontes viáveis de migração, dispersão e deslocamento — papel frequentemente desempenhado por Unidades de Conservação, como o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), que atuam como áreas-fonte de biodiversidade.

A efetividade da restauração depende não apenas da regeneração da cobertura vegetal, mas também da qualidade estrutural e funcional das áreas restauradas, que devem possibilitar o deslocamento da fauna silvestre e favorecer a reocupação por espécies da biota original (BRANCALION *et al.*, 2013). Além disso, a reconexão ecológica entre fragmentos exige planejamento em escala de paisagem, considerando variáveis como barreiras antrópicas, distâncias lineares, presença de cursos d'água e características do uso do solo (TAMBOSI; METZGER, 2013). A adoção de modelos integrados de conectividade permite identificar corredores com maior probabilidade de funcionalidade ecológica, servindo como base para ações de manejo, monitoramento e restauração direcionada.

Nesse sentido, iniciativas como o mapeamento de corredores potenciais por meio de modelagem de fluxo de fauna contribuem para embasar decisões técnicas e políticas públicas voltadas à conservação e à restauração. Estudos recentes aplicados à região entre o Parque Nacional do Iguaçu e as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional apontam a existência de um eixo preferencial de reconexão faunística, o qual requer maior caracterização para subsidiar ações voltadas à sua funcionalidade ecológica (TAMBOSI *et al.*, 2024). A análise da permeabilidade dessa paisagem restaurada, aliada à avaliação da composição da comunidade de mamíferos, permite estimar a efetividade da restauração como promotora de conectividade funcional em regiões com mosaicos de vegetação secundária.

2.3 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E FLUXO DE FAUNA

Complementando as estratégias de restauração florestal para reverter a fragmentação e a defaunação, a conectividade da paisagem emerge como um conceito central na ecologia da conservação, especialmente em contextos de paisagens fragmentadas como a Mata Atlântica. Refere-se à capacidade do ambiente em permitir o movimento de organismos, o fluxo gênico e o funcionamento dos processos ecológicos entre diferentes manchas de habitat (TAYLOR *et al.*, 1993; CROOKS; SANJAYAN, 2006). Essa conectividade pode ser analisada sob dois enfoques complementares: estrutural e funcional.

A conectividade estrutural diz respeito à configuração física da paisagem, considerando a presença, proximidade e disposição espacial de fragmentos florestais, corredores de vegetação, corpos d'água e demais elementos que compõem o mosaico de uso do solo (KINDLMANN; BUREL, 2008). Já a conectividade funcional envolve a resposta comportamental dos organismos à estrutura da paisagem — ou seja, se as espécies são de fato capazes de se mover entre os fragmentos disponíveis, levando em consideração suas exigências ecológicas e a permeabilidade da matriz circundante (TAYLOR *et al.*, 1993). Uma paisagem pode apresentar alta conectividade estrutural, mas baixa funcionalidade para uma espécie específica se suas exigências biológicas não forem atendidas pela matriz ou pelos elementos de conexão (METZGER, 2001).

Mamíferos de médio e grande porte, grupo foco deste estudo, são especialmente dependentes de paisagens conectadas. A conectividade é essencial para a dispersão de juvenis, busca por alimento e parceiros, recolonização de áreas restauradas e, crucialmente, para a manutenção da variabilidade genética, mitigando os efeitos da endogamia e fortalecendo a resiliência populacional (HILTY *et al.*, 2020; BENNETT, 2003; FRANKHAM *et al.*, 2010). Em ambientes fragmentados, a perda de conectividade pode resultar em isolamento populacional, endogamia e redução da resiliência, acelerando os processos de defaunação e comprometendo a viabilidade de longo prazo das espécies (DIXO *et al.*, 2009). Esses efeitos são particularmente graves em espécies com grande área de vida, baixa densidade populacional e elevada sensibilidade à presença humana e à perda de habitat (LAURANCE *et al.*, 2002; PERES, 2001).

O planejamento e a avaliação da conectividade em escala de paisagem podem ser realizados por meio de modelos espaciais que simulam o movimento da fauna. Entre os principais, destaca-se o modelo de menor custo (least-cost path), que identifica os caminhos de menor resistência à movimentação com base na heterogeneidade da matriz (MCRAE *et al.*, 2008). Outra abordagem complementar é a teoria de circuitos (Circuit Theory), que avalia múltiplas rotas simultaneamente como se fossem fluxos elétricos, fornecendo uma estimativa mais robusta das áreas críticas para o movimento (PINTO; KEITT, 2009). Modelos baseados em grafos e em adequabilidade de habitat (habitat suitability) também têm sido amplamente utilizados para delinear corredores e áreas prioritárias para conservação.

Diversos fatores atuam como barreiras ao movimento da fauna, como estradas pavimentadas, cercas, monoculturas extensivas e áreas urbanizadas (ASCENSÃO *et al.*, 2013). Por outro lado, elementos como galerias ripárias, áreas reflorestadas com vegetação nativa e infraestruturas planejadas de passagem de fauna funcionam como facilitadores da conectividade funcional (BEIER; NOSS, 1998). Identificar e manejar essas variáveis é essencial para garantir a efetividade de corredores ecológicos e reduzir a mortalidade da fauna em travessias. Espécies sensíveis à fragmentação compartilham características como alta exigência de área para manutenção de territórios, baixa taxa reprodutiva, dieta especializada e intolerância a ambientes antrópicos (LAURANCE *et al.*, 2002; RABINOWITZ; ZELLER, 2010). No bioma Mata Atlântica, exemplares como a onça-parda (*Puma concolor*), anta (*Tapirus terrestris*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) ilustram bem esse perfil. A presença ou ausência dessas espécies pode indicar o grau de funcionalidade ecológica de corredores e áreas restauradas.

Modelos espaciais de priorização têm sido amplamente utilizados para identificar áreas estratégicas à restauração e conservação, com base em dados sobre cobertura vegetal, topografia, uso do solo e ocorrência de espécies da fauna (MCRAE *et al.*, 2008; PINTO; KEITT, 2009). Essas abordagens combinam análises de conectividade estrutural com estimativas de conectividade funcional, considerando as barreiras antrópicas e as exigências ecológicas das espécies (KINDLMANN; BUREL, 2008; ASCENSÃO *et al.*, 2013).

Na região entre o Parque Nacional do Iguaçu e as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional, o trabalho de Tambosi *et al.* (2024) propõe um modelo de corredor funcional prioritário, integrando variáveis ambientais, socioeconômicas e de permeabilidade da paisagem. Essa proposta incorpora dados de conectividade e representa um avanço importante para o planejamento ambiental regional, especialmente por integrar diferentes escalas de análise e aspectos da matriz antrópica que influenciam o deslocamento da fauna.

Nesse contexto, esta região oferece uma oportunidade única para investigar a eficácia da restauração florestal de mais de 40 anos de desenvolvimento na promoção do fluxo de fauna. Avaliar a composição e a estrutura da comunidade de mamíferos e sua capacidade de deslocamento entre esses remanescentes é fundamental para a compreensão da funcionalidade da paisagem restaurada e para o aprimoramento de estratégias integradas de conservação, fornecendo subsídios para que os corredores potenciais identificados em estudos como o de Tambosi *et al.* (2024) se tornem funcionalmente efetivos para a fauna da Mata Atlântica.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a estrutura da comunidade de mamíferos médios e grandes nas Áreas Protegidas da Itaipu Binacional, em restauração há cerca de 40 anos, em função de sua conectividade estrutural e da influência do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), no bioma Mata Atlântica.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar a composição taxonômica das comunidades de mamíferos médios e grandes em áreas restauradas e em áreas de floresta nativa do Parque Nacional do Iguaçu.
2. Comparar a diversidade de mamíferos (Riqueza e índices de diversidade) entre áreas restauradas com diferentes níveis previamente identificados de conectividade estrutural com o Parque Nacional do Iguaçu
3. Avaliar a proporção de espécies generalistas e especialistas nas comunidades de mamíferos, bem como sua relação com as categorias de ameaça, nas áreas restauradas e no Parque Nacional do Iguaçu.
4. Caracterizar os elementos de paisagem ao longo do corredor ecológico proposto por Tambosi *et al.* (2024) como o de maior probabilidade de fluxo de fauna silvestre, considerando os seguintes fatores: barreiras estruturais, proporção de cobertura florestal, matriz antrópica, relevo, tipo de solo e bacia hidrográfica.
5. Avaliar o papel o papel das áreas restauradas (habitat ou corredor) na conectividade da paisagem, com base na composição e dissimilaridade das comunidades de mamíferos.

6. Identificar espécies potenciais indicadoras de conectividade funcional e maturidade de restauração com base em suas ocorrências seletivas e sensibilidade ecológica
7. Subsidiar estratégias de infraestrutura, manejo e conservação, com base nos resultados obtidos, para fortalecer a conectividade funcional e a efetividade das ações de restauração florestal na região da Bacia do Paraná 3.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em áreas florestais situadas na Faixa de Proteção da margem brasileira do reservatório da Itaipu Binacional Itaipu — área protegida criada em 1982 ao longo das margens do reservatório de Itaipu (lat. 25°10'–25°45'S; long. 54°00'–55°10'W) — que abrange 34 000 ha (340 km²) distribuídos por 15 municípios no oeste do Paraná (Figura 1 e 2). Essa faixa constitui uma extensa área pertencente a empresa binacional, com aproximadamente 1.350 quilômetros de extensão linear e média de 210 metros de largura, cria com o objetivo de compor o sistema de áreas protegidas da empresa prevista em seu Plano Ambiental de 1972, e assim conservar os ecossistemas naturais adjacentes ao reservatório formado pela usina hidrelétrica, além de assegurar a segurança hídrica e ocupação regulamentar e sustentável do território (Itaipu Binacional, 2020).

A área amostrada soma 9 040 ha (90,4 km²), equivalente a 27 % da Faixa de Proteção, pouco menos de um terço da área total, o perímetro amostrado possui traçado irregular, e longilíneo com aproximadamente 613 quilômetros de extensão linear e apresenta um mosaico de mata estacional semidecidual em diferentes estágios de sucessão, cercada por propriedades rurais de cultivos agrícolas e pastagens (MapBiomas, 2021) e está distribuída por seis municípios: São Miguel do Iguaçu, Missal, Santa Helena, Diamante D'Oeste, Entre Rios do Oeste e Pato Bragado. A altitude varia de 200 a 380 m, em relevo suave a ondulado, com solo predominantemente Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 2013).

O clima é subtropical úmido (Cfa, Köppen), com média anual de precipitação de ~1600 mm e temperatura média de 20 °C (Peel; Finlayson; McMahon, 2007; Alvares *et al.*, 2013). Desde a década de 1980, a restauração tem envolvido tanto a regeneração natural quanto o plantio de árvores, em programas coordenados pelo Programa de Restauração de Itaipu (PRI), com ênfase em sequências florísticas pioneiras e secundárias (Itaipu Binacional, 2020).

Adicionalmente, também foram utilizados dados de monitoramento do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), gentilmente cedidos ao escopo deste estudo pelo Projeto Onças do Iguaçu (2018–2024), no âmbito do Termo de Cooperação Técnica firmado entre Itaipu Binacional, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e o PNI (2025). Esses dados, permitirão análises comparativas entre as comunidades de mamíferos da Faixa de Proteção da Itaipu e do Parque Nacional. Para garantir maior coerência ecológica nas análises, foram considerados exclusivamente dados provenientes da porção norte do PNI, que apresenta maior conectividade estrutural com as áreas amostradas no entorno do reservatório. A região do parque, utilizada neste estudo, abrange aproximadamente 50 mil hectares, o que representa uma fração substancial da unidade de conservação, voltada para a transição com as Áreas Protegidas da Itaipu. (Projeto Onças do Iguaçu, 2024; Termo de Cooperação, 2025).

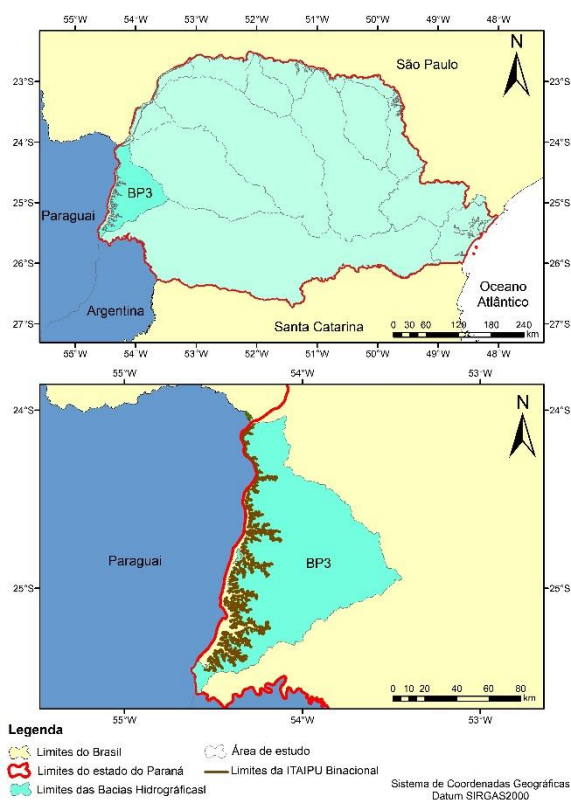


Figure 1 - Mapa da área geográfica onde está inserido o trabalho, evidenciando a Bacia do Paraná 3, e Area Protegida da Itaipu Binacional (APIB)

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS(2025), IAT (2023), elaborado pelo autor.

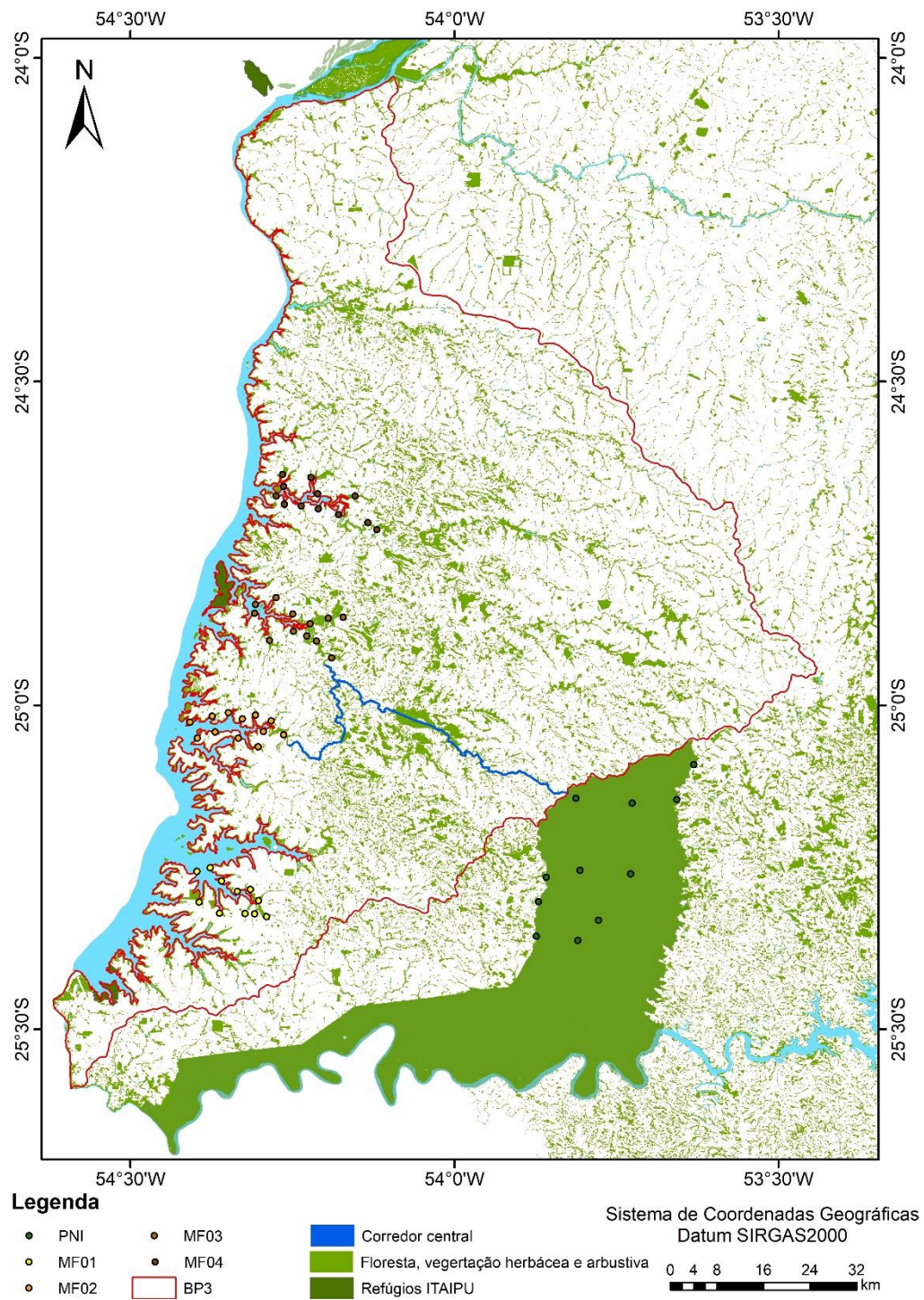


Figure 2 - Mapa da BP3 sob cobertura florestal com evidência das áreas protegidas, Parque Nacional do Iguaçu, Áreas Protegidas de Itaipu e Parque Nacional de Ilha Grande

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS(2025), IAT (2023), elaborado pelo autor.

4.2 DELINIAMENTO AMOSTRAL

O método de armadilhas fotográficas (*camera traps*) foi adotado como principal ferramenta para o monitoramento de mamíferos terrestres, devido à sua elevada eficácia na detecção de espécies de hábitos furtivos e noturnos, além da capacidade de gerar dados consistentes de forma não invasiva (ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). Segundo O'Connell, Nichols e Karanth (2011), trata-se de uma das metodologias mais apropriadas para o monitoramento sistemático de espécies raras ou de comportamento esquivo.

O delineamento amostral foi estruturado com o objetivo de avaliar a influência da conectividade funcional sobre a diversidade e o uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte, contemplando áreas com distintos níveis de conectividade florestal.

- Áreas Tratamento: braços laterais do reservatório com maior conectividade estrutural e funcional — Áreas 02 e 03 (centrais).
- Áreas Controle: braços laterais do reservatório com menor conectividade, localizados nas da Faixa de Proteção — Área 01 (mais ao sul) e Área 04 (mais ao norte).

Considerando a morfologia longilínea do reservatório e a heterogeneidade da conectividade florestal ao longo de suas margens, optou-se por concentrar o esforço amostral em quatro braços laterais, com distintos níveis de conexão com a matriz florestal adjacente. Essa delimitação busca otimizar o delineamento amostral para avaliação da composição da comunidade de mamíferos, priorizando áreas com maior conectividade funcional e, conseqüentemente, maior probabilidade de registro de espécies tanto residentes quanto em deslocamento (TOBLER *et al.*, 2008). A seleção de regiões com maior funcionalidade na paisagem visa maximizar a detecção de espécies sensíveis à fragmentação, promovendo uma maior representatividade ecológica (BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2017; GARMENDIA *et al.*, 2013).

4.3 ÍNDICE DE CONECTIVIDADE ESTRUTURAL (CMAX)

Para avaliar o grau de conectividade estrutural entre os pontos e áreas amostradas na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), foi utilizado o índice Cmax, calculado a partir da sobreposição de corredores de menor custo derivados de modelos de resistência ecológica (TAMBOSI *et al.*, 2024). O modelo considerou a cobertura florestal como principal variável de conectividade e estimou a importância relativa de cada ponto amostral para o fluxo potencial de mamíferos de médio e grande porte na paisagem. Para cada ponto, a conectividade foi calculada considerando um buffer de 1 km de raio, de modo a representar a escala espacial compatível com o deslocamento de mamíferos de médio porte e captar a estrutura paisagística imediata que influencia seus movimentos. Os valores de Cmax utilizados neste estudo foram fornecidos pela equipe de pesquisadores do NIT (Núcleo de Inteligência Territorial) responsável pela modelagem.

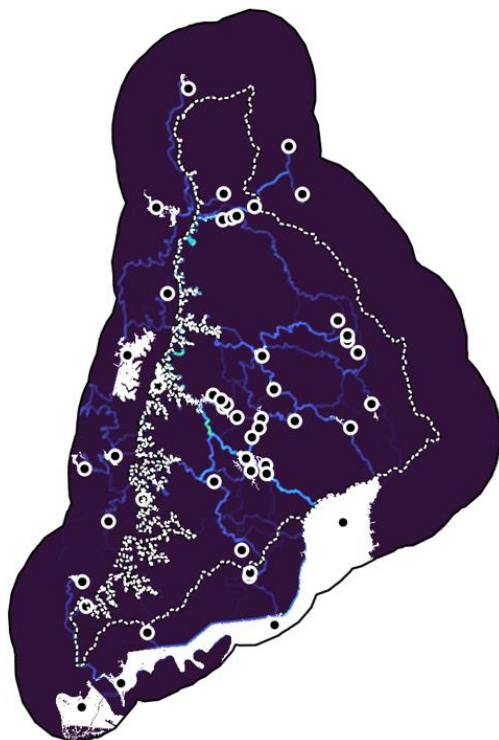


Figura 3 - Mapa de maior fluxo de conectividade em 2021 na BP3, e menor custo, proposto por Tambosi *et al.* 2024 a partir das distâncias e tamanhos de fragmentos florestais.

Fonte: Adaptado de Tambosi *et al.* (2024)

4.4 PONTOS DE AMOSTRAGEM

Foram estabelecidos 48 pontos de amostragem, distribuídos de forma equitativa entre as quatro áreas selecionadas para o estudo, sendo que cada área corresponde a um braço lateral do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu. A densidade dos pontos foi ajustada de acordo com as características espaciais e estruturais de cada área, conforme segue:

- Áreas Centrais (Áreas 02 e 03): 1 ponto a cada 2,15 km²;
- Áreas Sul (Áreas 01 e 04): 1 ponto a cada 1,4 km².

Cada uma das quatro áreas foi subdividida em três partes, considerando a conformação espacial dos braços laterais, com base em sua distância em relação ao tronco principal do reservatório. As partes foram definidas da seguinte forma:

- CORPO (pontos 01 a 04): localizado na porção mais próxima ao tronco principal;
- MEIO (pontos 05 a 08): localizado na porção intermediária do braço;
- PONTA (pontos 09 a 12): localizado nas extremidades mais internas do braço.

A disposição padronizada dos pontos segue recomendações para garantir comparabilidade entre áreas e maximizar a detecção de espécies, especialmente em ambientes com baixa densidade populacional (TOBLER *et al.*, 2008).

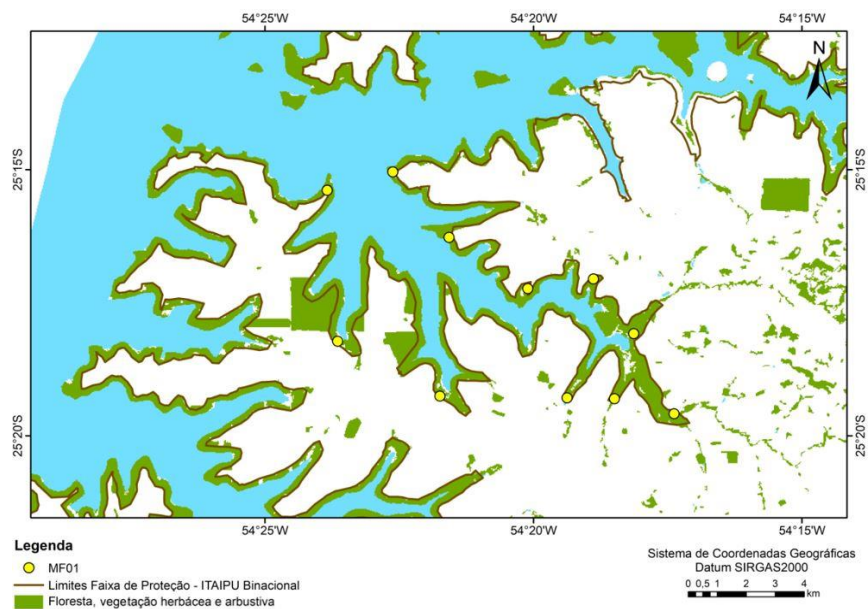


Figure 4 - Mapa da área MF01 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS (2025), elaborado pelo autor.

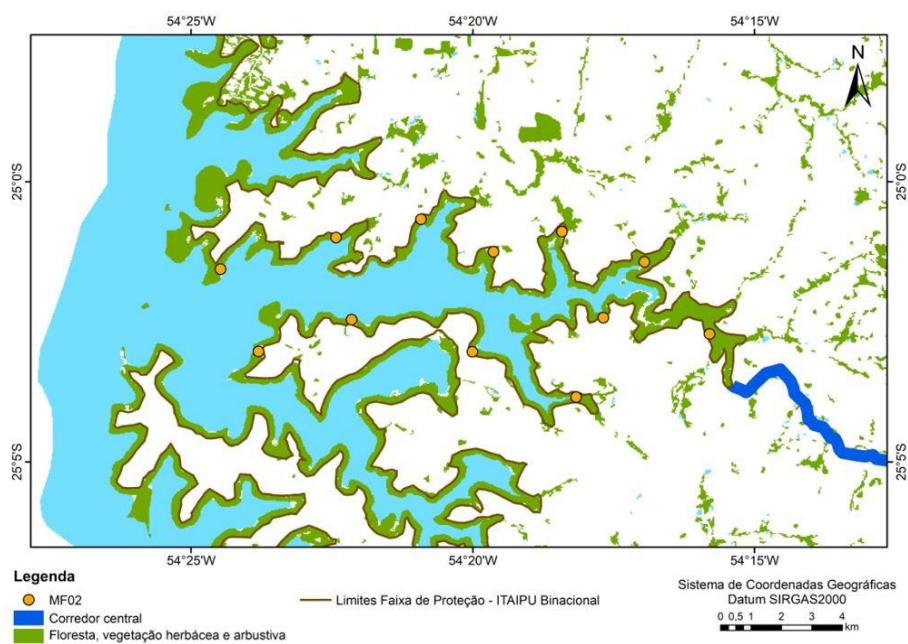


Figure 5 - Mapa da área MF02 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS (2025), elaborado pelo autor.

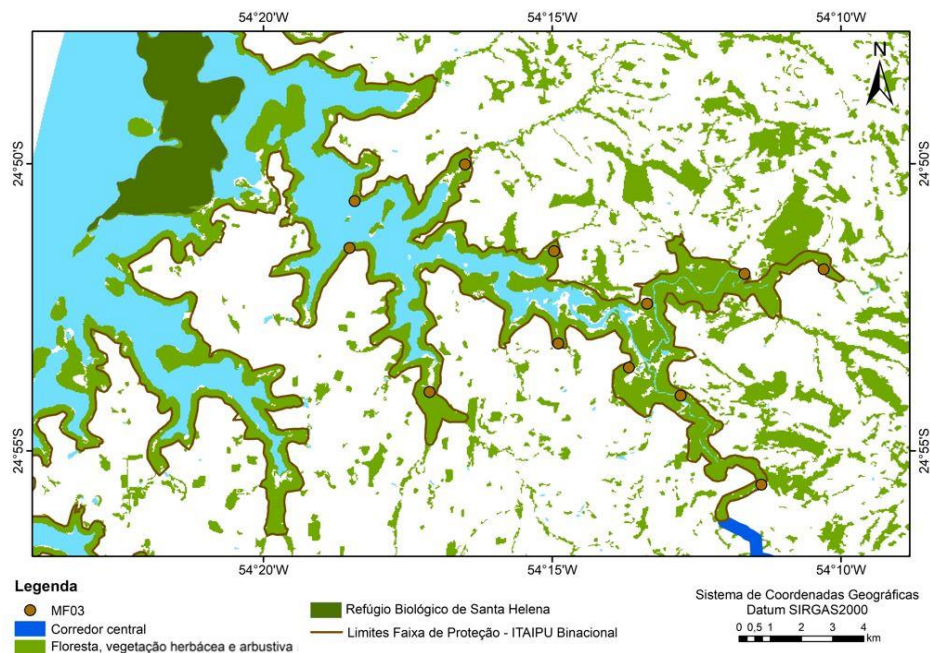


Figure 6 - Mapa da área MF03 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS (2025), elaborado pelo autor.

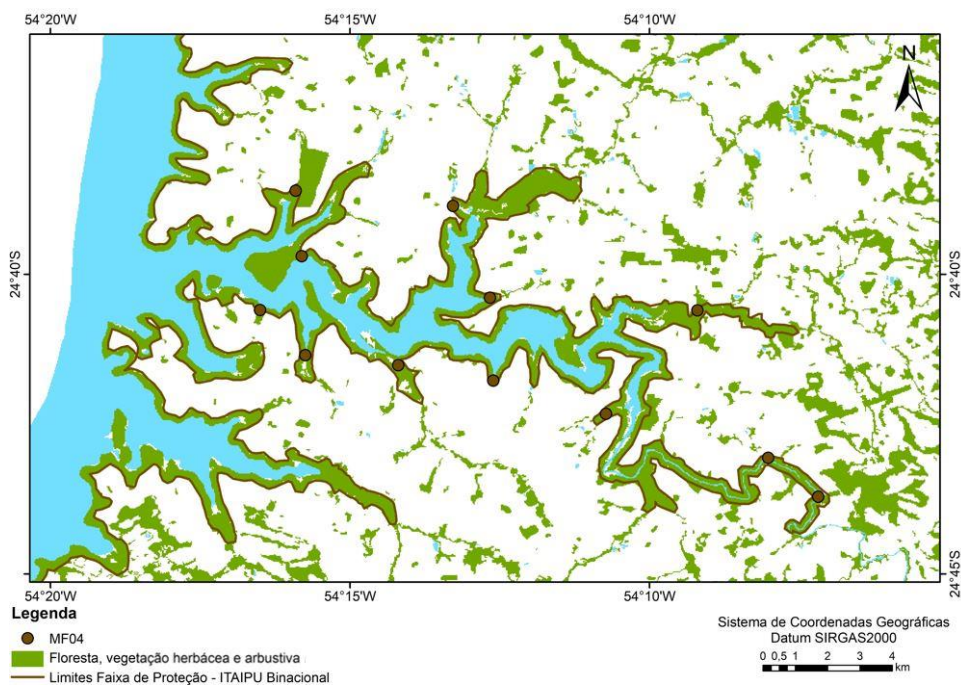


Figure 7 - Mapa da área MF04 com delimitação da faixa de proteção, pontos amostrados e cobertura florestal

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS (2025), elaborado pelo autor.

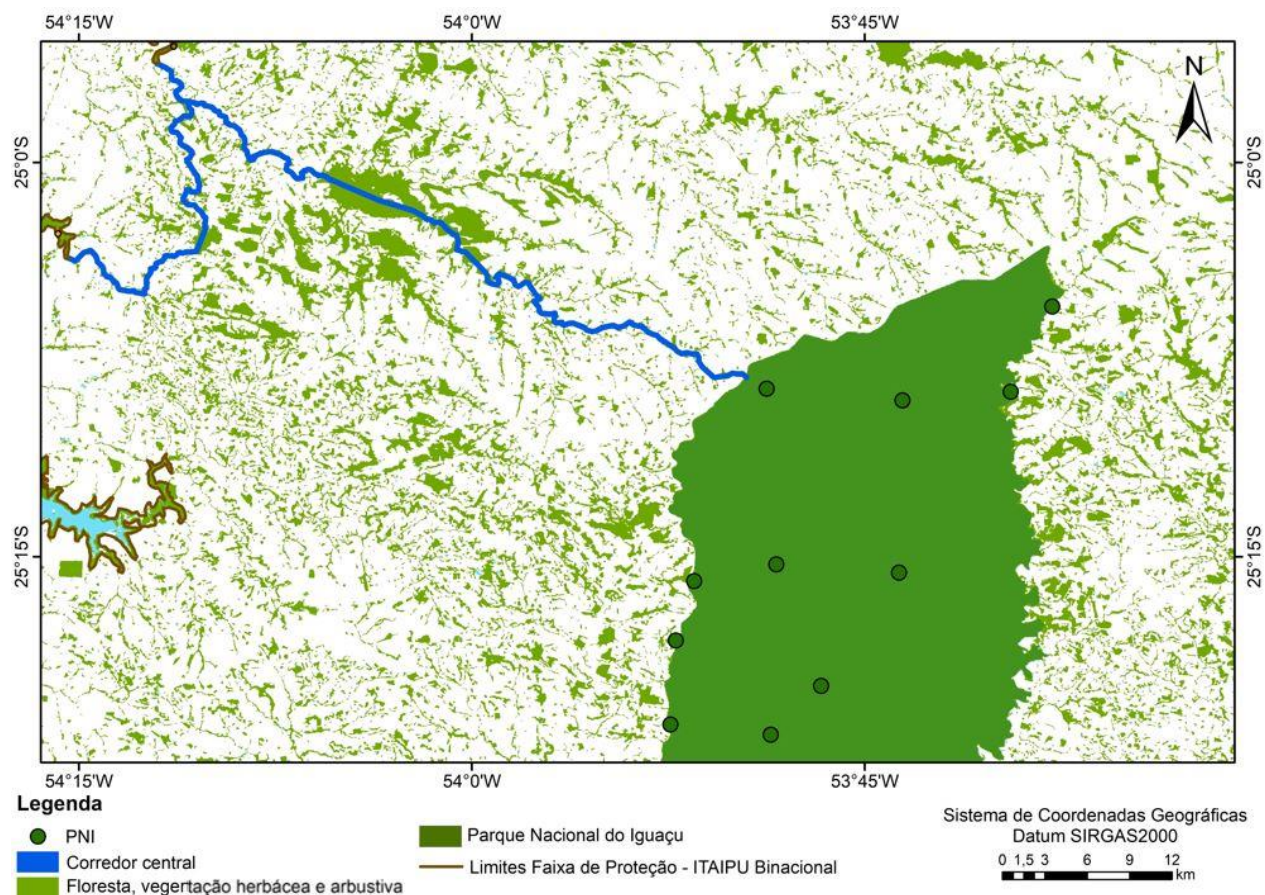


Figure 8 - Mapa da área PNI com delimitação da unidade de conservação, pontos amostrados e cobertura florestal

Fonte: IBGE (2025), MAPBIOMAS (2025), elaborado pelo autor.

Essa estratificação visa garantir uma amostragem representativa dos diferentes ambientes ao longo do gradiente espacial de cada braço lateral, refletindo variações na estrutura da paisagem e na diversidade de micro-habitats. O setor Corpo, localizado junto ao tronco principal do reservatório, compreende áreas em que a floresta lindeira é limitada pela lâmina d'água, não havendo a presença de cursos d'água naturais além do próprio reservatório. Em contraste, os setores Meio e Ponta localizam-se progressivamente em regiões mais internas dos braços, sendo que a ponta tende a apresentar maior conectividade funcional com a paisagem circundante. Essa conectividade decorre da proximidade com áreas de preservação permanente (APPs)

associadas a cursos d'água e rios tributários, que percorrem a paisagem e favorecem uma maior continuidade florestal e diversidade de habitats, possivelmente ampliando a permeabilidade para a fauna silvestres (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; LEES; PERES, 2008).

Além dos pontos amostrais estabelecidos na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional, foram incluídos nesta pesquisa 12 pontos de armadilhas fotográficas localizados no setor norte do Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Esses dados foram gentilmente fornecidos pelo Projeto Onças do Iguaçu, já em formato planilhado, contendo registros brutos obtidos por câmeras trap instaladas em 2023. Os pontos foram selecionados de forma a espelhar o desenho amostral aplicado nos braços do reservatório, permitindo comparações diretas entre cada um dos quatro conjuntos de 12 pontos da Itaipu e os 12 pontos equivalentes do PNI.

4.5 EQUIPAMENTO UTILIZADO

As armadilhas fotográficas empregadas neste estudo correspondem ao modelo Bushnell CORE™ S-4K No Glow Trail Camera, escolhidas em função da sua elevada capacidade de captura de imagens, bem como pela tecnologia No Glow, que reduz significativamente a emissão de luz visível, minimizando, assim, possíveis interferências no comportamento da fauna local e risco de furto por pessoas. Este equipamento é amplamente reconhecido pela eficiência e confiabilidade, sendo utilizado em estudos de monitoramento de mamíferos terrestres, em contextos que demandam registro não invasivo e de alta qualidade (KAYS *et al.*, 2011; O'CONNELL *et al.*, 2011).

4.6 SELEÇÃO E ORIENTAÇÃO DOS PONTOS

A numeração e orientação dos pontos amostrais foram definidas com base na localização geográfica e na conectividade das áreas estudadas, conforme segue:

- Os dois primeiros dígitos indicam a área do reservatório (de 01 a 04), ordenados de sul para norte;
- Os dois últimos dígitos representam a posição dentro de cada braço (de 01 a 12), partindo do corpo principal até a ponta;

- Os pontos ímpares foram orientados para a face norte, enquanto os pares foram direcionados para a face sul.

A instalação das armadilhas fotográficas foi realizada segundo os protocolos recomendados por Rovero *et al.* (2013) e Burton *et al.* (2015), priorizando locais com sinais evidentes de passagem de mamíferos terrestres, tais como trilhas naturais e zonas de inflexão na faixa de proteção. Os dispositivos foram fixados a uma altura média entre 40 e 50 cm do solo, com a inclinação ajustada para maximizar a eficiência na captura das imagens.

A seleção dos pontos de amostragem considerou especialmente a proximidade a corredores ecológicos, áreas de preservação permanente e locais de conexão entre a faixa de proteção e a paisagem adjacente, que são reconhecidos como zonas de alta probabilidade de passagem da fauna terrestre (MEEK *et al.*, 2014).

4.7 PROCEDIMENTOS

As armadilhas fotográficas foram instaladas próxima aos pontos previamente definidos, priorizando locais com evidências de atividade da fauna terrestre, como trilhas naturais, pegadas, fezes e zonas de passagem. Os equipamentos foram configurados para o modo de gravação em vídeo, com cliques de 10 segundos e intervalo de 0,5 segundo entre ativações sucessivas. Essa configuração visa otimizar a coleta de dados comportamentais, permitindo análises detalhadas sobre os padrões de atividade e interação das espécies registradas. As câmeras permanecerão em operação contínua, 24 horas por dia, durante todo o período de amostragem, possibilitando o registro da atividade animal em diferentes períodos do ciclo diário e em distintas condições ambientais.

A instalação foi conduzida buscando minimizar eventuais interferências no ambiente e no comportamento natural da fauna (ROVERO *et al.*, 2013; BURTON *et al.*, 2015; MEEK *et al.*, 2014). A localização exata de cada armadilha fotográfica foi registrada por meio de receptor GPS Trimble®, utilizando o sistema Field Maps, assegurando a precisão espacial e o georreferenciamento de todos os pontos amostrais para posterior análise espacial e reprodutibilidade do estudo.

4.8 CRONOGRAMA DE INSTALAÇÃO E COLETA DE DADOS

A instalação e posterior coleta das armadilhas fotográficas seguiram um cronograma organizado por área amostral, conforme demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1 -Cronograma de instalação e coleta das armadilhas fotográficas, com respectiva duração em dias de exposição em campo, por área amostral

Área	Data de instalação	Data de Coleta	Total de dias a campo
01	10/03	20/05	72
02	13/03	22/05	71
03	18/03	26/05	70
04	19/03	27/05	70

Fonte: elaborado pelo autor (2025).

4.9 ESFORÇO AMOSTRAL

O esforço amostral foi calculado como o produto do número de armadilhas fotográficas instaladas pelo tempo efetivo de exposição em campo, expresso em dias-câmera. Neste estudo, foram instaladas 48 armadilhas distribuídas em quatro áreas, com tempo de exposição variando entre 70 e 72 dias, conforme cronograma de instalação e coleta (Tabela 1). Portanto, o esforço total estimado estará entre 3.360 e 3.456 dias-câmera. Esse nível de esforço é adequado para captar a diversidade de mamíferos terrestres em áreas com diferentes níveis de conectividade, garantindo dados robustos para análise da composição e uso do habitat pela fauna (O'CONNELL *et al.*, 2011; TOBLER *et al.*, 2008).

4.10 ANÁLISE DE DADOS E ESTATÍSTICA

A análise dos dados coletados pelas armadilhas fotográficas foi conduzida com o objetivo de caracterizar e comparar a comunidade de mamíferos terrestres detectada nas Áreas Protegidas da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu (PNI). As análises buscarão responder a quatro principais eixos:

1. **Riqueza e diversidade;**
2. **Composição e similaridade**
3. **Sensibilidade e uso do habitat,**
4. **Comparação entre áreas e conectividade da paisagem.**

As imagens obtidas foram organizadas em planilhas padronizadas (esforço por armadilha, número de registros independentes por espécie, datas e horários de captura), e analisadas por meio de softwares como, *Timelapse2*, com a identificação realizada manualmente pelo autor. A checagem foi feita com apoio de especialistas para os casos duvidosos. As espécies foram classificadas com base em guias taxonômicos atualizados (PAGLIA *et al.*, 2012) e o nome científico foi padronizado conforme o Mammal Diversity Database (ASM, 2023).

4.10.1 Análises de Riqueza, Diversidade e Abundância Relativa

A diversidade de mamíferos foi avaliada por meio dos seguintes índices:

- **Riqueza de espécies (S):** número total de espécies detectadas por área.
- **Índice de Shannon-Weaver (H')**: Mede a diversidade de espécies, considerando tanto a riqueza quanto a uniformidade das espécies na comunidade (MAGURRAN, 2004).
- **Índice de Simpson (1-D):** Avalia a dominância de espécies, indicando a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso pertencerem à mesma espécie (BROWER & ZAR, 1984).
- **Equabilidade de Pielou (J')**: Mede a uniformidade na distribuição de indivíduos entre as espécies, variando de 0 a 1, onde 1 representa máxima uniformidade (PIELOU, 1966).

Esses índices poderão ser calculados com o pacote *vegan* do R (OKSANEN *et al.*, 2020).

4.10.2 Composição e similaridade

A composição das comunidades entre as áreas foi comparada por meio de:

- Índice de similaridade de Jaccard para dados de presença/ausência.

- Índice de Bray-Curtis para dados ponderados por abundância relativa.
- Análise de ordenação não-métrica (NMDS) e análise de agrupamento (cluster analysis) foram utilizadas para visualizar padrões de similaridade entre áreas (LEGENBRE; LEGENBRE, 2012).

4.10.3 Abundância Relativa

A abundância relativa foi calculada como o número de eventos independentes por espécie por 100 dias-câmera, este índice permitirá comparar a frequência de ocorrência das espécies entre as áreas amostrais (O'BRIEN, 2011), permitindo comparações padronizadas entre áreas e espécies.

4.10.4 Análises de Variações Espaciais

Para investigar variações espaciais na estrutura da comunidade de mamíferos ao longo da paisagem restaurada e em relação ao remanescente protegido, foram aplicados testes estatísticos não paramétricos, conforme a natureza e distribuição dos dados. As comparações entre os diferentes braços do reservatório e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) foram realizadas com o teste de Kruskal-Wallis, quando mais de dois grupos foram considerados, e com o teste de Mann-Whitney, em comparações entre dois grupos.

A estrutura espacial dos pontos amostrados também permitiu análises comparativas entre partes internas dos braços (classificadas como corpo, meio e ponta), bem como entre braços distintos (MF01 a MF04), com o objetivo de identificar possíveis padrões relacionados à posição geográfica dentro do reservatório. Nos casos em que os dados seguiram uma distribuição adequada, foram empregados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) para estimar diferenças na riqueza média entre os grupos.

4.10.5 Modelagem da Riqueza de Espécies (GLM)

A fim de comparar a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte entre os diferentes agrupamentos espaciais, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson, adequados para dados de contagem. Os modelos foram aplicados separadamente para os agrupamentos por Área, Parte da paisagem e área Protegida.

A variável resposta considerada foi a riqueza observada por ponto amostral, e as variáveis explicativas foram os fatores categóricos representando cada agrupamento. O Parque Nacional do Iguaçu (PNI) foi utilizado como categoria de referência para as comparações com as áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB).

As estimativas de riqueza média ajustada para cada grupo foram obtidas a partir dos coeficientes dos modelos, acompanhadas de seus intervalos de confiança de 95%. A qualidade do ajuste foi avaliada por meio da análise dos resíduos, considerando normalidade e homocedasticidade, com o objetivo de garantir a robustez estatística das inferências. As comparações entre os grupos foram complementadas com pós-testes de Tukey, a fim de identificar diferenças estatisticamente significativas.

4.10.6 Análise da Diversidade Beta e Turnover

A diversidade beta foi analisada para avaliar a variação na composição de espécies entre os grupos amostrais, utilizando a decomposição proposta por Baselga (2010), que separa a dissimilaridade total (índice de Jaccard) em dois componentes: substituição de espécies (turnover) e diferenças de riqueza (nestedness). Para cada agrupamento (Área, Parte e Protegida), foram construídas matrizes de presença/ausência a partir dos registros das armadilhas fotográficas, calculando-se a dissimilaridade par-a-par entre os pontos amostrais. Em seguida, foram obtidos os valores médios de dissimilaridade total, turnover e nestedness para cada grupo, permitindo interpretar a contribuição relativa de cada componente para as diferenças na composição da comunidade de mamíferos.

4.10.7 Análise de Espécies Indicadoras (IndVal)

A análise de espécies indicadoras foi utilizada para identificar as espécies mais fortemente associadas a cada grupo amostral, considerando simultaneamente a fidelidade (frequência de ocorrência) e a especificidade (exclusividade de ocorrência) das espécies nos grupos. O cálculo do Índice de Valor Indicador (IndVal) seguiu o método proposto por Dufrêne e Legendre (1997), com testes de significância baseados em 9.999 permutações. As espécies foram classificadas de acordo com a força de associação

(alta, moderada ou fraca) com base nos valores de IndVal obtidos e no nível de significância estatística ($p < 0,05$) como o pacote *labdsv*.

4.10.8 Análise de Contribuição de Espécies (SIMPER)

A análise de Similaridade Percentual (SIMPER) foi empregada para determinar a contribuição relativa de cada espécie para a dissimilaridade observada entre os grupos amostrais, com base na matriz de abundância padronizada e na distância de Bray-Curtis. O método, descrito por Clarke (1993), calcula a contribuição percentual de cada espécie para a dissimilaridade média entre pares de grupos, permitindo identificar quais espécies são mais relevantes para a diferenciação das comunidades. Apenas as espécies com contribuição acumulada de até 70% foram consideradas na interpretação dos resultados.

4.10.9 Análise da presença de cães domésticos

A presença de cães domésticos (*Canis familiaris*) foi considerada uma variável de pressão antrópica associada à integridade ecológica das áreas amostradas. Os registros foram obtidos a partir das mesmas armadilhas fotográficas utilizadas para o monitoramento da mastofauna, sendo contabilizado o número total de registros independentes por ponto amostral. Para evitar superestimação, foram considerados como registros independentes apenas aqueles separados por intervalos mínimos de 30 minutos entre detecções consecutivas do mesmo indivíduo ou grupo, conforme o protocolo de Beisiegel et al. (2013). Os dados foram posteriormente agrupados por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI) e por parte da paisagem (CORPO, MEIO e PONTA) para análise descritiva da distribuição espacial e intensidade de ocorrência. As médias por ponto e totais por grupo foram calculadas no software R (versão 4.3.1), utilizando procedimentos de sumarização e visualização gráfica com o pacote ggplot2 (Wickham, 2016). A ausência de registros de cães no PNI foi interpretada qualitativamente como indicador de isolamento efetivo do remanescente florestal.

4.11 CARACTERIZAÇÃO DO CORREDOR PROPOSTO

Para atender ao quarto objetivo específico deste estudo, foi realizada a caracterização de variáveis de paisagem no interior do corredor ecológico proposto por

Tambosi *et al.* (2024)*, reconhecido como o de maior probabilidade de fluxo de fauna silvestre entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional.

Inicialmente, foi obtido o polígono shapefile do referido corredor. Delimita-se uma faixa de análise com buffer de 1 km ao redor do eixo central para capturar as variações laterais da paisagem. As análises foram conduzidas em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), com uso dos softwares QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2022) e R (R CORE TEAM, 2023), por meio dos pacotes *landscapemetrics*, *sf*, *raster* e *tidyverse*.

Foram consideradas as seguintes variáveis espaciais: barreiras estruturais (rodovias, núcleos urbanos, linhas de transmissão, barragens), distância linear ao PNI, proporção de cobertura florestal, relevo (declividade e altimetria), tipo de solo, bacia hidrográfica, matriz antrópica, uso e ocupação do solo, densidade demográfica, número de matrículas de imóveis rurais e divisão municipal. As fontes de dados estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Métodos e fontes para elaboração de cada mapa proposto.

Variável	Fonte principal	Formato
Barreiras estruturais	DNIT; OSM	Vetorial
Distância ao PNI	Calculada via SIG	Raster (resultado)
Cobertura florestal	MapBiomass (2023)	Raster
Relevo	SRTM; IBGE	Raster
Matriz antrópica e uso do solo	MapBiomass (2023)	Raster
Densidade demográfica	IBGE (2022)	Vetorial
Matrículas de imóveis rurais	SISCAR	Vetorial
Divisão municipal	IBGE	Vetorial

A proporção de cobertura florestal foi quantificada por meio de métricas de ecologia de paisagem como porcentagem de cobertura (PLAND), densidade de

fragmentos (PD) e índice de conectividade (CONNECT), conforme proposto por McGarigal *et al.* (2012). As análises espaciais foram realizadas por meio do pacote *landscapemetrics* no ambiente R.

A matriz antrópica foi interpretada a partir das classes de uso e ocupação do solo disponibilizadas pelo MapBiomas (2023), agrupando categorias como pastagem, agricultura, silvicultura e urbanização. Barreiras estruturais foram mapeadas por sobreposição de camadas de infraestrutura e urbanização, seguindo metodologia semelhante à descrita por Aragão *et al.* (2018).

A distância linear ao PNI foi obtida com a ferramenta de distância euclidiana do QGIS. A unidade de análise foi composta por trechos de 1 km lineares ao longo do eixo do corredor, para os quais foram extraídas estatísticas zonais de cada variável. A base integrada de dados possibilitará análises descritivas e a aplicação de métodos multivariados, como Análise de Componentes Principais (PCA), para identificar padrões espaciais e trechos prioritários para conectividade funcional (FORMAN; GODRON, 1986).

5 RESULTADOS

5.1 ESFORÇO AMOSTRAL E REGISTROS OBTIDOS

O esforço amostral planejado previa a instalação de 48 armadilhas fotográficas em áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), distribuídas entre quatro setores (MF01 a MF04). No entanto, devido ao furto de quatro câmeras e falhas técnicas em duas, foram analisados os dados de 42 pontos amostrais efetivos. A estes, foram adicionados os registros de 11 pontos de amostragem localizados no interior do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), cedidos pelo Projeto Onças do Iguaçu, totalizando 53 pontos com dados válidos para análise.

O esforço amostral na APIB, conduzido entre março e maio de 2025, totalizou 2.940 câmeras-dia (42 pontos × 70 dias). O esforço no PNI, referente ao período de setembro a novembro de 2022, foi de 770 câmeras-dia (11 pontos × 70 dias). O esforço total consolidado foi, portanto, de 3.710 câmeras-dia.

Após a triagem dos registros para garantir a independência temporal (intervalo mínimo de 1 hora entre registros da mesma espécie no mesmo ponto), foram obtidos 2.269 registros válidos de mamíferos de médio e grande porte, representando um total de 30 espécies, distribuídas em nove ordens e 19 famílias. Os resultados detalhados por área estão sumarizados na Tabela 3 e Tabela 5.

Tabela 3 - Resumo do esforço amostral e dos registros de mamíferos de médio e grande porte obtidos por armadilhagem fotográfica na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e no Parque Nacional do Iguaçu (PNI).

Esforço amostral e registros de mamíferos			
Parâmetro	APIB	PNI	Total Consolidado
Esforço Amostral (câmeras-dia)	2.940	770	3.710
Nº de registros independentes	1.493	776	2.269
Taxa de detecção (registros/100 câmeras-dia) ¹	50,8	100,8	—
Riqueza (nº de espécies)	24	19	30

Esforço amostral e registros de mamíferos			
Parâmetro	APIB	PNI	Total Consolidado
Nº de ordens	7	7	9
Nº de famílias	16	13	19
Espécies mais frequentes	<i>Dasybus novemcinctus</i> , <i>Didelphis albiventris</i> , <i>Nasua nasua</i>	<i>Dasyprocta azarae</i> , <i>Sylvilagus brasiliensis</i> , <i>Tapirus terrestris</i>	—
Espécies mais raras	<i>Leopardus pardalis</i> , <i>Alouatta caraya</i>	<i>Cerdocyon thous</i> , <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> , <i>Leopardus wiedii</i>	—

¹ A taxa de detecção consolidada não foi calculada para evitar má interpretação de médias ponderadas.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Na APIB, a taxa de detecção foi de 50,8 registros por 100 câmeras-dia, com *Dasybus novemcinctus*, *Didelphis albiventris* e *Nasua nasua* sendo as espécies mais frequentemente registradas. Em contraste, no PNI, a taxa de detecção foi quase o dobro (100,8 registros/100 câmeras-dia), sendo *Dasyprocta azarae*, *Sylvilagus brasiliensis* e *Tapirus terrestris* as espécies mais comuns. Apesar disso, a riqueza de espécies observada foi maior na APIB (S = 24) em comparação ao PNI (S = 19).

5.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E DISTÂNCIAS ENTRE OS PONTOS AMOSTRAIS

A caracterização da distribuição espacial dos pontos amostrais e das distâncias geográficas entre eles foi fundamental para compreender a estrutura da amostragem e a conectividade potencial entre as áreas de estudo, alinhando-se diretamente ao Objetivo Específico 4.

A média da menor distância entre cada ponto das Áreas Protegidas da Itaipu Binacional (APIB) e seu vizinho mais próximo foi de 2,39 km, com valores variando entre

1,48 km (entre MF0110 e MF0112) e 4,10 km (entre MF0409 e MF0410). No interior do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), a menor distância ao ponto mais próximo foi de 4,34 km, enquanto a maior distância entre vizinhos mais próximos atingiu 8,76 km. A distância média entre cada ponto do PNI e seu ponto mais próximo foi de 6,0 km. A distribuição dos pontos amostrais pode ser visualizada na Figura 9.

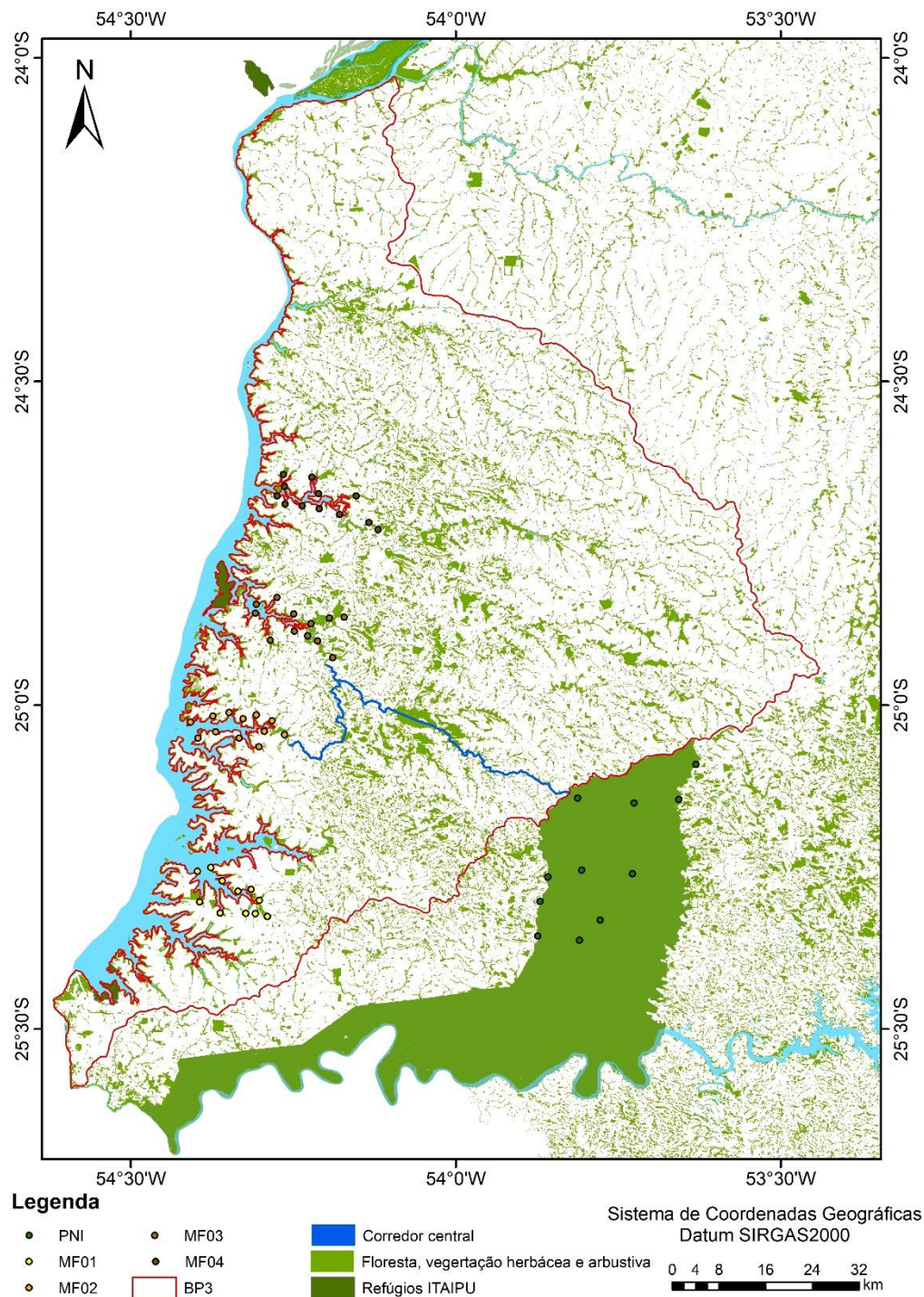


Figure 9 - Mapa da área de estudo com o corredor de maior fluxo proposto por Tambosi *et al.*, 2024 destacando o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), o corredor central proposto e os pontos de amostragem por área

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A análise das distâncias geográficas entre os pontos amostrais da APIB e os pontos do PNI revelou variações consideráveis no espaçamento entre as áreas. O ponto da APIB mais próximo de um ponto do PNI foi o MF0111, localizado a 42,0 km do ponto FI10. Por outro lado, o ponto mais distante foi o MF0401, cuja menor distância até um ponto do PNI (FI01) foi de 71,9 km. Considerando todos os pontos MF e suas respectivas menores distâncias em relação aos pontos FI, a distância mínima média foi de 54,9 km. Os detalhes dessas distâncias estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Distâncias mínimas, máximas e médias entre os pontos amostrais da APIB e do PNI.

Distâncias entre os pontos de amostragem				
Categoria da distância	Mínimo (km)	Máximo (km)	Média (km)	Pontos de referência
APIB (entre vizinhos)	1,48	4,10	2,39	MF0110–MF0112 (mín), MF0409–MF0410 (máx)
PNI (entre vizinhos)	4,34	8,76	6,00	N/A
APIB para PNI	42,0	71,9	54,9	MF0111–FI10 (mín), MF0401–FI01 (máx)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Ao analisar as distâncias mínimas entre os pontos amostrais das quatro áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e os pontos localizados no PNI, observou-se uma variação expressiva entre os setores. A menor média foi registrada na área MF01, cujos pontos estavam, em média, a 48,0 km de distância dos pontos do PNI. Em seguida, estavam as áreas MF03 com 52,6 km, e MF02 com 54,0 km. A área mais distante foi a MF04, apresentando uma média de 65,0 km até o ponto mais próximo do PNI. Essas variações por setor estão ilustradas na Figura 10.

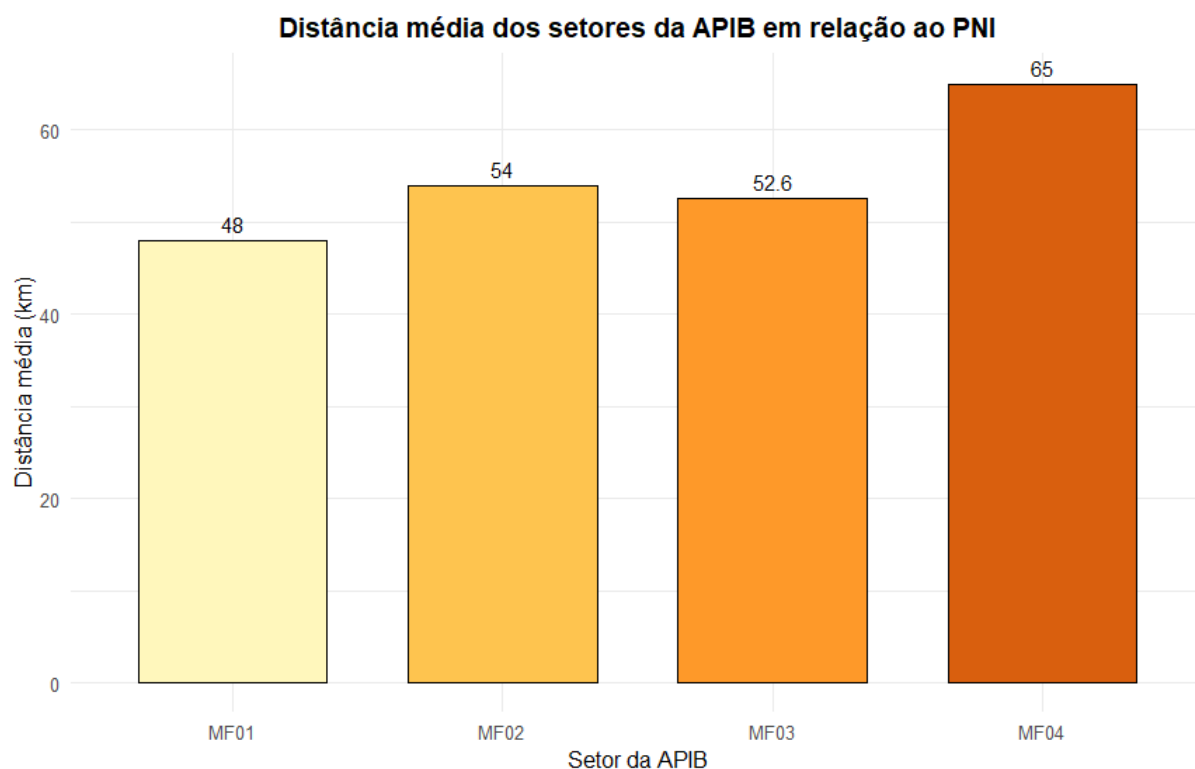


Figura 10 - Distância média entre os pontos de cada setor da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (MF01 a MF04) e os pontos amostrais do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A avaliação da distância geográfica entre os pontos amostrais das diferentes partes da APIB ao longo do eixo longitudinal do braços do reservatório permitiu identificar variações espaciais. A maior média de distância foi observada nos pontos classificados como CORPO, com 60,8 km até o ponto mais próximo do PNI. Em seguida, os pontos da parte MEIO apresentaram média de 58,6 km, enquanto os pontos da PONTA foram os mais próximos do parque, com média de 56,3 km. A distribuição dessas distâncias por parte está ilustrada na Figura 11

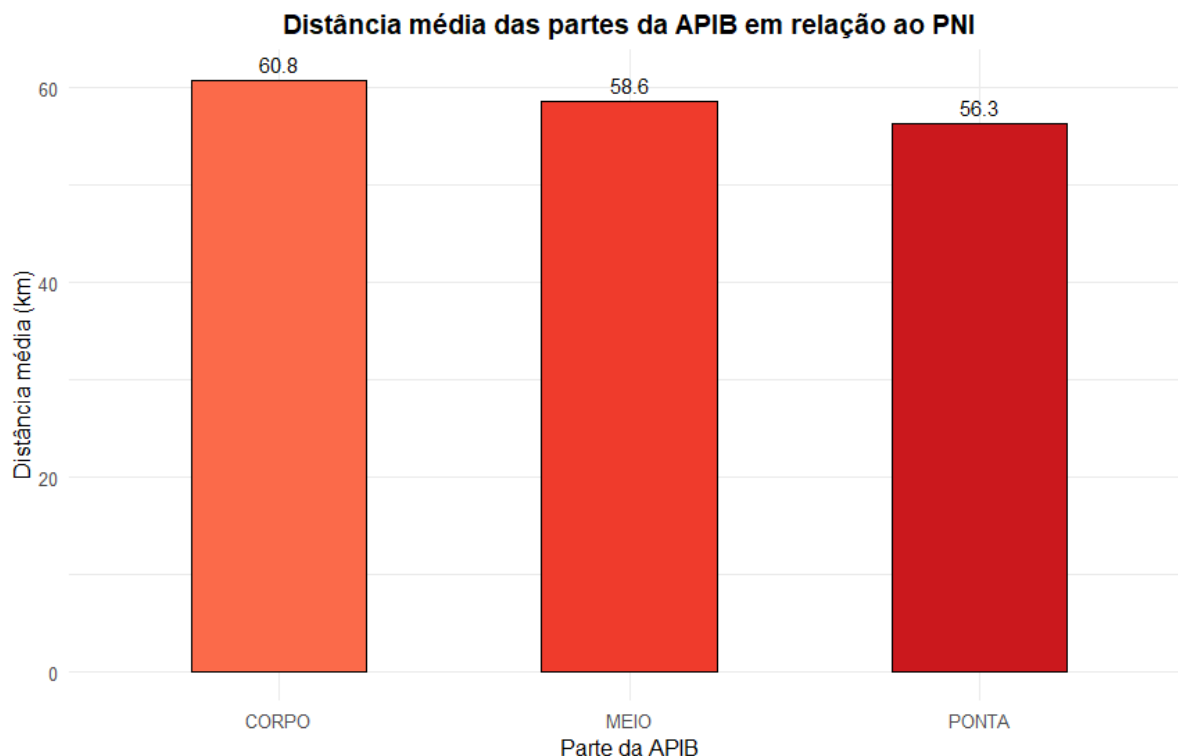


Figura 11 - Distância média entre os pontos amostrais das partes longitudinais da APIB (CORPO, MEIO e PONTA) e os pontos do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.3 ÍNDICE DE CONECTIVIDADE ESTRUTURAL DAS ÁREAS AMOSTRADAS

Para avaliar o grau de conectividade estrutural dos pontos e áreas amostradas na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), foi utilizado o índice de conectividade C_{max} , calculado para cada ponto amostral com base na sobreposição de corredores de menor custo gerados a partir de modelos de resistência ecológica (Tambosi *et al.*, 2024). Este índice reflete a importância relativa de cada ponto para o fluxo de mamíferos na paisagem, considerando principalmente a cobertura florestal como variável crítica de conectividade

Com o objetivo de obter medidas mais representativas da paisagem funcional, e respeitando a independência dos pontos os cálculos de conectividade foram realizados considerando um buffer de 1 km de raio ao redor de cada ponto amostral. Essa escala foi adotada por ser compatível com o deslocamento típico de mamíferos de médio porte

e por permitir a captação da estrutura paisagística imediata que influencia o movimento da fauna.

Os resultados indicaram diferenças estatisticamente significativas entre as áreas (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), com MF01 apresentando os menores valores médios de conectividade, enquanto MF03 exibiu os maiores valores. As áreas MF02 e MF04 apresentaram valores intermediários, com sobreposição parcial em suas distribuições. A distribuição desses valores por área pode ser visualizada na Figura 12

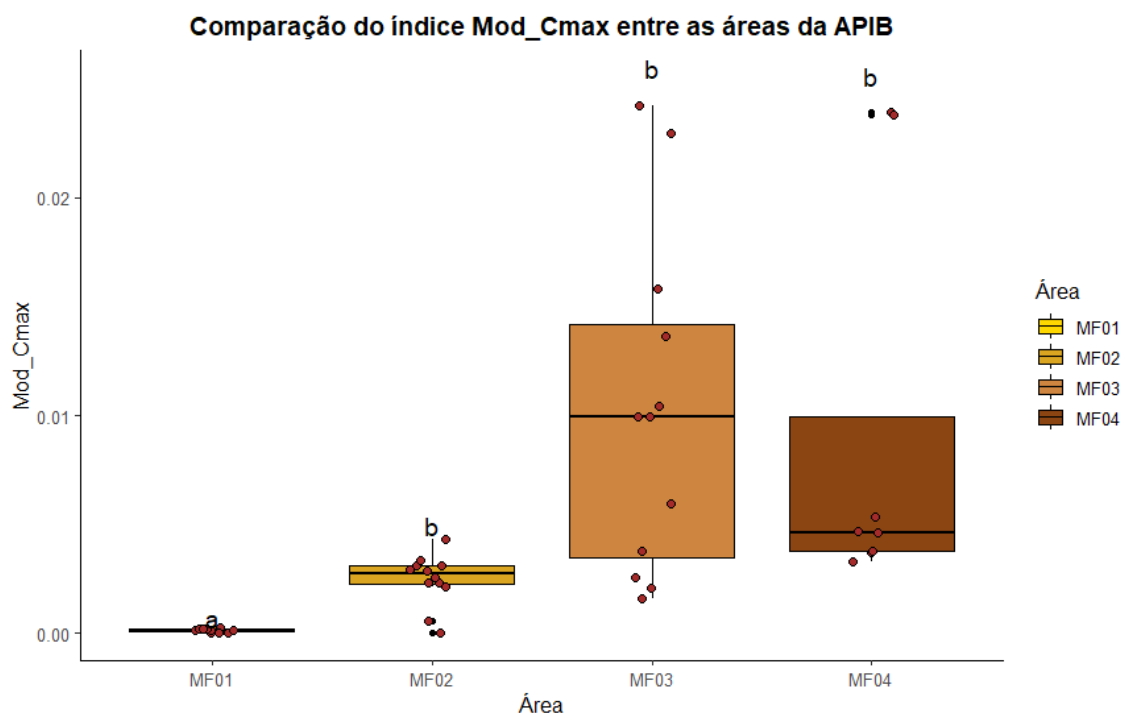


Figura 12 - Índice de conectividade estrutural por área da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), baseado nos valores de Cmax obtidos por ponto. O índice foi calculado a partir da sobreposição de corredores de menor custo para mamíferos, gerados com base
Fonte: Elaborado pelo autor (2025), com base em Tambosi *et al.* (2024).

5.4 COMPOSIÇÃO, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Ao longo dos 53 pontos amostrais válidos, foram registradas 30 espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte, pertencentes a 9 ordens e 19 famílias, totalizando 2.269 eventos independentes. As espécies variaram amplamente em termos

de frequência e distribuição entre os pontos, sendo algumas registradas apenas em determinados agrupamentos espaciais. Esses registros foram obtidos por meio de armadilhas fotográficas instaladas em áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e no remanescente contínuo do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), com esforço padronizado de 70 dias-câmera por ponto.

A composição taxonômica da mastofauna amostrada incluiu representantes das ordens Cingulata, Pilosa, Didelphimorphia, Primates, Rodentia, Lagomorpha, Carnivora, Ungulados (Perissodactyla e Artiodactyla), refletindo a diversidade funcional e ecológica dos ambientes amostrados.

A riqueza de espécies observada (S), assim como os índices de diversidade de Shannon (H'), Simpson (1-D) e equabilidade de Pielou (J'), foram calculados por ponto amostral e posteriormente agrupados por Área, Parte da paisagem e área Protegida.

5.4.1 Abundância relativa por área e por parte.

A abundância total e a abundância relativa padronizada por esforço foram calculadas para cada agrupamento amostral, considerando os registros obtidos por armadilhas fotográficas ao longo de 70 dias consecutivos por ponto. A abundância relativa foi expressa como o número de registros por 100 dias-câmera.

No agrupamento por Área, foram incluídas cinco categorias: MF01, MF02, MF03, MF04 e PNI. A abundância total variou entre 57 registros (MF01) e 522 registros (PNI). A abundância relativa por 100 dias-câmera variou entre 81,4 (MF01) e 474,5 (PNI). Os valores intermediários foram registrados em MF02 (228,6), MF03 (330,4) e MF04 (150,8). Os resultados completos estão apresentados na Figura 13

Abundância total e relativa de mamíferos por área amostrada

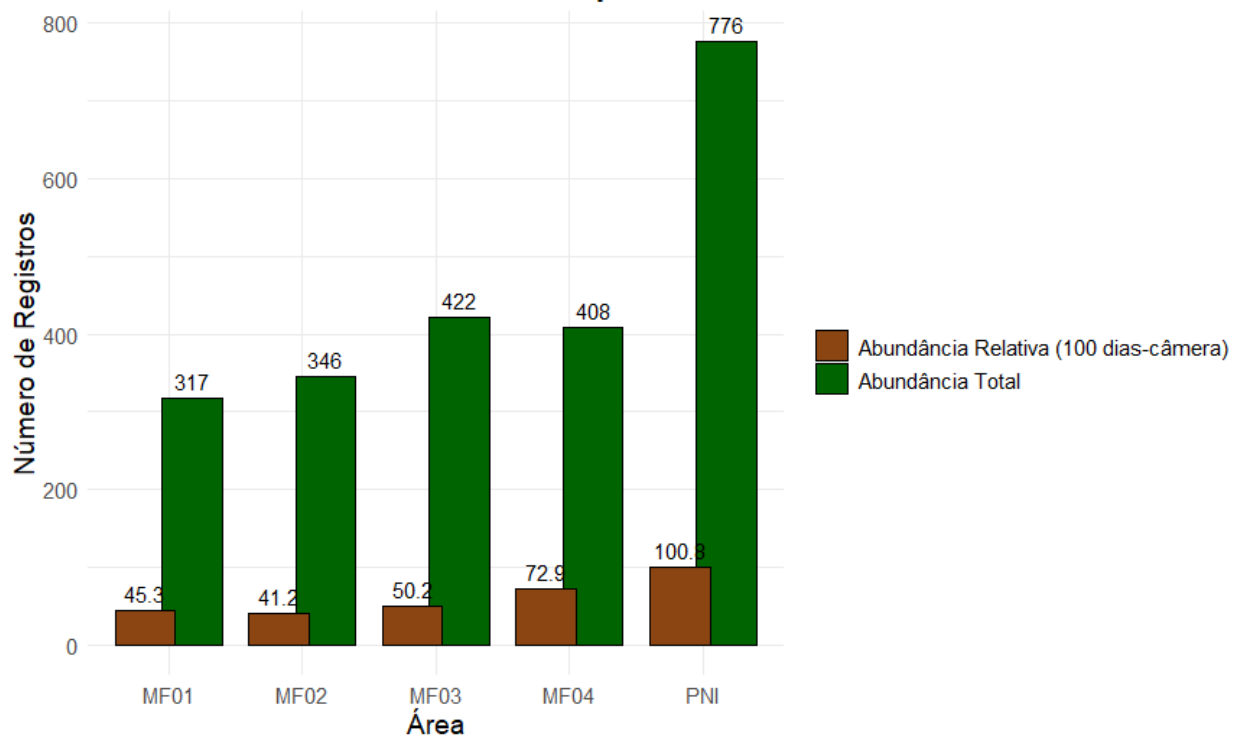


Figure 13 -Abundância total e relativa de mamíferos de médio e grande porte por área amostrada na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu

Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2025)

No agrupamento por Parte da paisagem, foram consideradas quatro categorias: CORPO, MEIO, PONTA e PNI. A abundância total foi de 166 registros na parte CORPO, 226 no MEIO, 408 na PONTA e 522 no PNI. A abundância relativa variou entre 158,1 (CORPO) e 474,5 (PNI), com valores intermediários de 215,2 (MEIO) e 388,6 (PONTA), conforme demonstrado na Figura 14.

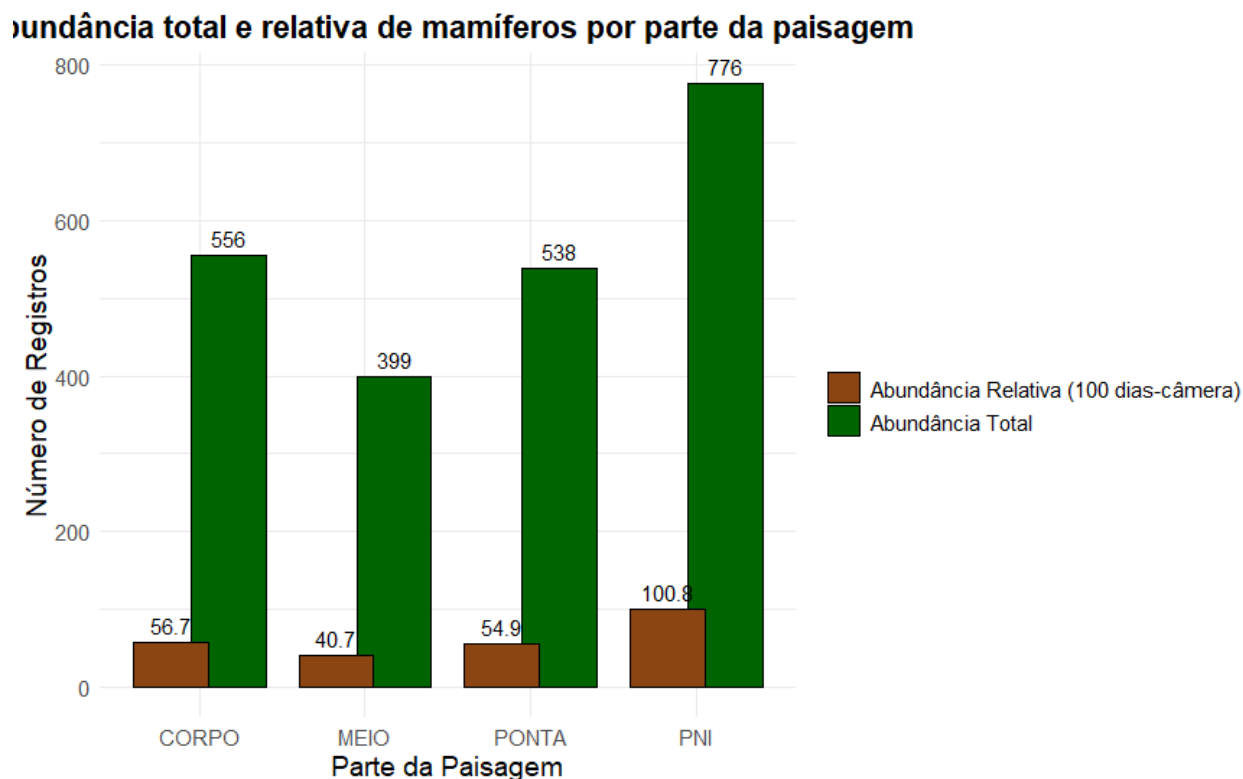


Figure 14- Abundância total e relativa de mamíferos de médio e grande porte por parte da paisagem na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu.

Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2025)

5.4.2 Riqueza de espécies por área e parte

A riqueza de espécies registrada variou tanto entre as áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) quanto entre as partes longitudinais que as compõem. Entre as áreas, a MF03 apresentou a maior riqueza média ($6,5 \pm 3,0$), seguida por MF04 ($6,1 \pm 2,5$), MF02 ($5,8 \pm 1,4$) e MF01 ($5,7 \pm 2,0$). A MF04 destacou-se pela elevada abundância de *Cuniculus paca*, indicando habitat propício para a espécie, ainda que com menor diversidade geral. A MF01 concentrou principalmente espécies generalistas como *Cerdocyon thous* e *Dasypus novemcinctus*.

O Parque Nacional do Iguaçu (PNI) manteve a maior riqueza média geral ($8,8 \pm 2,2$), refletindo seu elevado grau de conservação estrutural e funcional, além de sua função como área-fonte.

Considerando a divisão longitudinal na APIB (PONTA, MEIO e CORPO), observou-se um padrão semelhante de riqueza. A PONTA apresentou a maior riqueza média de espécies ($6,8 \pm 2,7$), seguida pelo MEIO ($5,9 \pm 2,1$) e pelo CORPO ($5,4 \pm 1,7$). Esse gradiente longitudinal pode estar relacionado à maior proximidade da PONTA em relação ao PNI e à conectividade funcional ao longo da paisagem, quanto barreira de água propiciada pela corpo do reservatório.

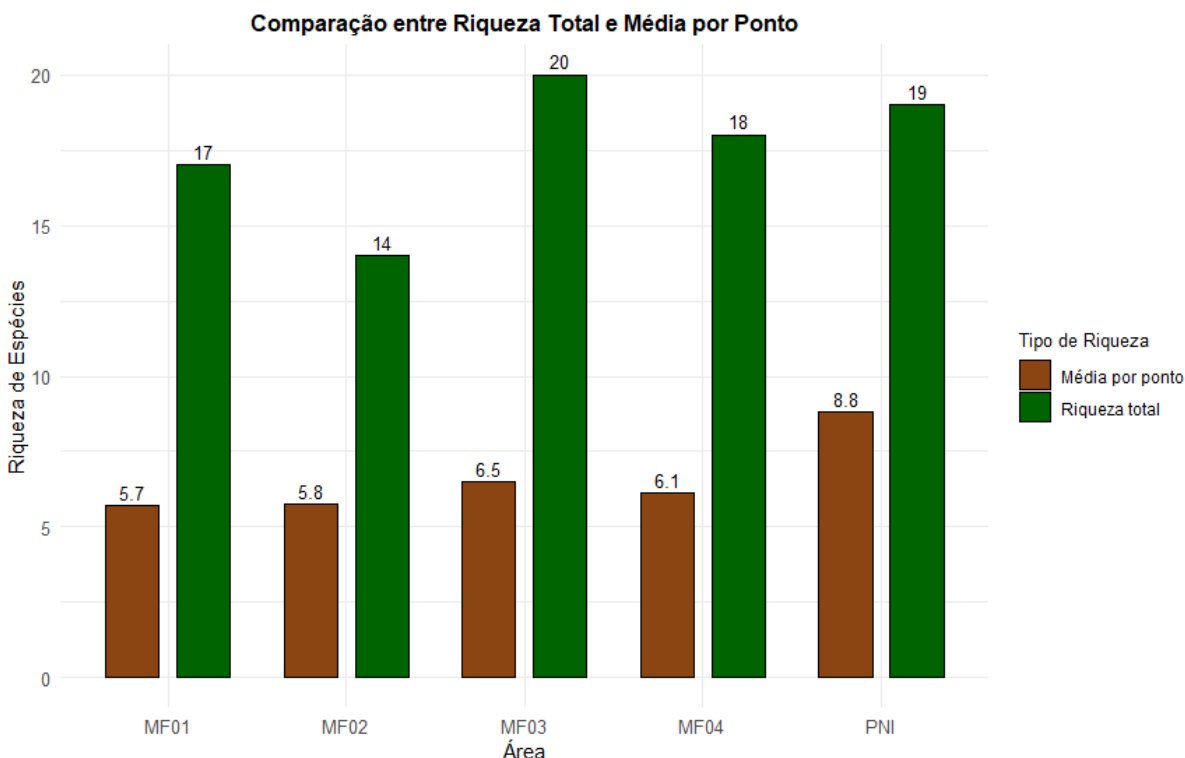


Figura 15 - Riqueza total e riqueza média por ponto em cada área amostrada
Fonte: Elaborado pelo autor (2025),

Comparação entre a riqueza total de espécies (barra verde) e a riqueza média por ponto amostral (barra marrom) nas cinco áreas da paisagem estudadas: MF01 a MF04 (área restaurados da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional) e PNI (Parque Nacional do Iguaçu). A riqueza total refere-se ao número de espécies distintas registradas em cada área, enquanto a riqueza média corresponde à média de espécies por ponto amostral.

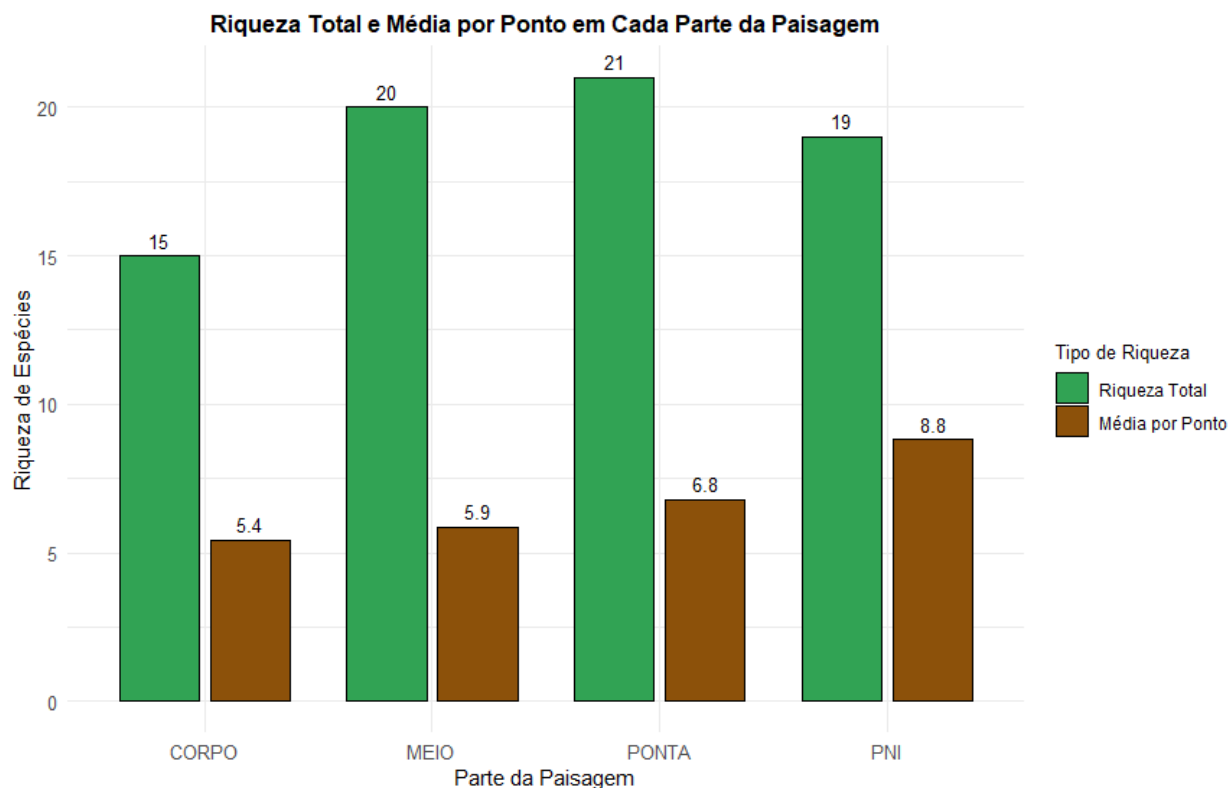


Figura 16 - Riqueza total e riqueza média por ponto em cada parte da paisagem
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Comparação entre a riqueza total de espécies registradas (barra verde) e a riqueza média por ponto amostral (barra marrom) nas diferentes partes da paisagem amostrada: CORPO, MEIO, PONTA (setores restaurados da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional) e PNI (Parque Nacional do Iguaçu).

5.4.3 Composição taxonômica e conservação

A Tabela 5 apresenta a composição taxonômica completa das espécies registradas, organizadas por ordem e família, com o nome científico e autor, categorias de ameaça segundo o SALVE-ICMBio e a Lista Vermelha do Paraná (2024), e a abundância absoluta por área.

Os grupos mais representativos em número de espécies foram das ordens Carnivora (9 espécies), seguida por Rodentia ($n = 6$) e Cingulata ($n = 2$), refletindo a predominância de espécies generalistas e oportunistas em ambientes restaurados. O

PNI destacou-se como área com maior número de espécies exclusivas (n = 6), incluindo espécies sensíveis como *Tapirus terrestris*, *Mazama nana* e *Panthera onca*.

A presença de espécies ameaçadas de extinção em diferentes categorias de risco evidencia a importância ecológica das áreas amostradas, especialmente do PNI como área-fonte e das áreas restauradas da APIB como potencial zona de conectividade. Entre as espécies com maior número de registros, destacam-se *Dasypus novemcinctus*, *Nasua nasua* e *Didelphis albiventris*, comuns em áreas com maior grau de perturbação.

Tabela 5 - Espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte registradas nas áreas amostradas, organizadas por ordem e família. Inclui nome científico com autor taxonômico, categorias de ameaça conforme o SALVE-ICMBio e a Lista Vermelha do Estado do Paraná (2024), e abundância por área (MF01 a MF04, PNI e total geral)

Espécies registradas na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e Parque Nacional do Iguaçu									
		Cat. Ameaça BR	Cat. Ameaça PR	MF 01	MF 02	MF 03	MF 04	PNI	Total
Ordem Artiodactyla									
Cervidae	<i>Mazama nana</i> (Hensel, 1872)	VU	VU	0	0	0	0	29	29
	<i>Mazama rufa</i> (Illiger, 1815)	LC	DD	0	0	0	0	79	79
Tayassuidae	Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)	LC	DD	0	0	0	0	7	7
Ordem Carnivora									
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	LC	LC	25	30	47	23	1	126
Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint- Hilaire, 1803)	VU	VU	4	4	10	4	5	27
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	VU	VU	13	5	7	1	0	26
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	LC	VU	1	0	1	0	27	29

	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	VU	EN	4	6	17	3	1	31
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	VU	CR	0	0	0	0	4	4
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	NT	VU	3	2	5	1	17	28
Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	0	0	17	1	13	31
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	LC	LC	1	0	2	0	0	3
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	LC	VU	3	2	2	15	0	22
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	LC	LC	5	51	58	57	6	177
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	LC	LC	1	12	21	20	6	60
Ordem Cingulata									
Dasypodidae	<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	LC	DD	1	2	3	2	0	8
	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	30	124	142	165	13	474
Ordem Lagomorpha									
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	DD	DD	0	0	11	0	142	153
Ordem Pilosa									
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	VU	CR	0	0	3	0	0	3
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	4	5	3	1	0	13
Ordem Primata									
Atelidae	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	NT	CR	0	0	0	2	0	2

Cebidae	<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	NT	LC	3	5	5	1	0	14
Ordem Perissodactyla									
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	VU	CR	0	0	0	0	105	105
Ordem Rodentia									
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	LC	VU	0	0	0	17	10	27
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	LC	LC	23	0	0	0	285	308
Erethizontidae	<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	LC	DD	0	0	3	0	0	3
Hydrochoeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	LC	LC	0	6	19	10	1	36
Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	LC	DD	1	0	0	2	0	3
Ordem Didelphimorphia									
Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	LC	LC	195	92	46	83	0	416
	<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	LC	LC	0	0	0	0	25	25
Abundância total				317	346	422	408	776	2269
Riqueza observada				17	14	20	18	19	30
Espécie exclusiva				0	0	2	1	6	9

Fonte: Dados da pesquisa (2025).

5.5 AVALIAÇÃO DA SUFICIÊNCIA DO ESFORÇO AMOSTRAL COM CURVAS DE RAREFAÇÃO

A suficiência do esforço amostral foi avaliada por meio de curvas de rarefação baseadas na frequência de incidência das espécies de mamíferos, construídas a partir de dados de presença/ausência. As análises foram realizadas separadamente por área

(MF01 a MF04 e PNI) e por parte (CORPO, MEIO, PONTA e PNI), com extrapolação até o número máximo real de pontos amostrados em cada grupo: 12 pontos por área e 15 pontos por parte. As curvas estão representadas nas Figuras 17 e 18, com intervalos de confiança a 95%, por meio do pacote *iNEXT* do R.

5.5.1 Curvas por área (até 12 pontos)

Na Figura 17, observa-se que a maioria das áreas apresentou curvas com inclinação positiva até o limite de 12 pontos, indicando que o esforço atual pode ainda não ter capturado toda a riqueza local. As áreas MF01 e MF02 apresentam curvas mais próximas da estabilização, sugerindo que os 10 a 12 pontos utilizados nessas áreas foram provavelmente suficientes para representar a maior parte da diversidade. Por outro lado, as áreas MF03, MF04 e o PNI apresentaram curvas ascendentes até o final do intervalo, indicando que o acréscimo de novos pontos amostrais ainda poderia revelar espécies adicionais.

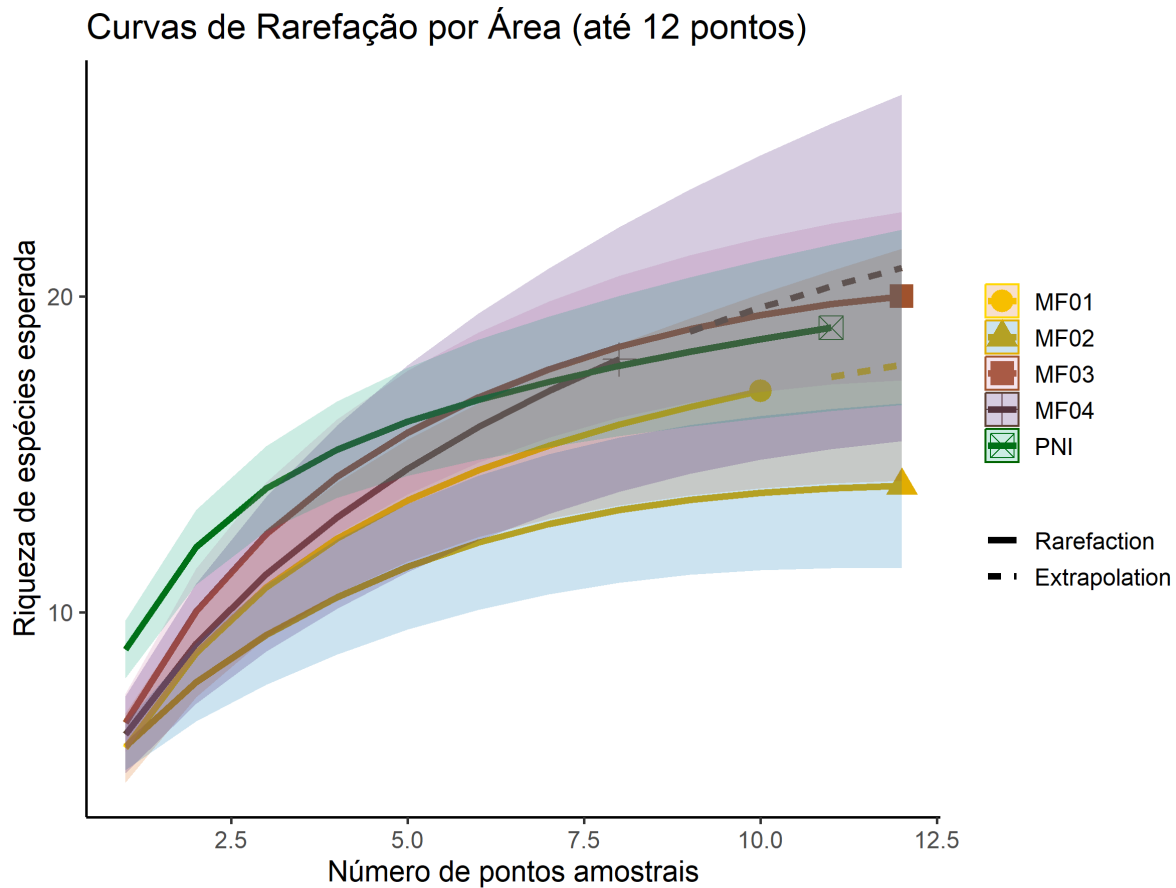


Figura 17 - Curvas de rarefação por área (MF01, MF02, MF03, MF04 e PNI), com extrapolação até 12 pontos e intervalo de confiança de 95%.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.5.2 Curvas por parte (até 15 pontos)

A Figura 18 apresenta as curvas de rarefação para as diferentes partes longitudinais dos braços da APIB (CORPO, MEIO e PONTA), além do grupo controle do PNI, com extrapolação até 15 pontos. Observa-se que o CORPO e o MEIO exibiram curvas com tendência à estabilização, indicando que o número de pontos amostrados nessas partes (15 e 14, respectivamente) foi provavelmente suficiente para representar a maior parte das espécies presentes.

Por outro lado, a curva da PONTA mostrou ascensão contínua até o limite do esforço, sugerindo que a riqueza de espécies nessa porção ainda não foi completamente amostrada. O PNI, por sua vez, também apresentou curva ascendente ao final do

intervalo, reforçando a alta diversidade da área e apontando que um maior esforço amostral poderia revelar espécies adicionais.

Esse padrão reforça a importância da avaliação da suficiência amostral como critério para interpretação dos dados de riqueza. A estabilização das curvas em algumas partes sugere adequação do esforço empregado, enquanto curvas não estabilizadas indicam a possibilidade de subamostragem e necessidade de cautela na comparação direta entre grupos.

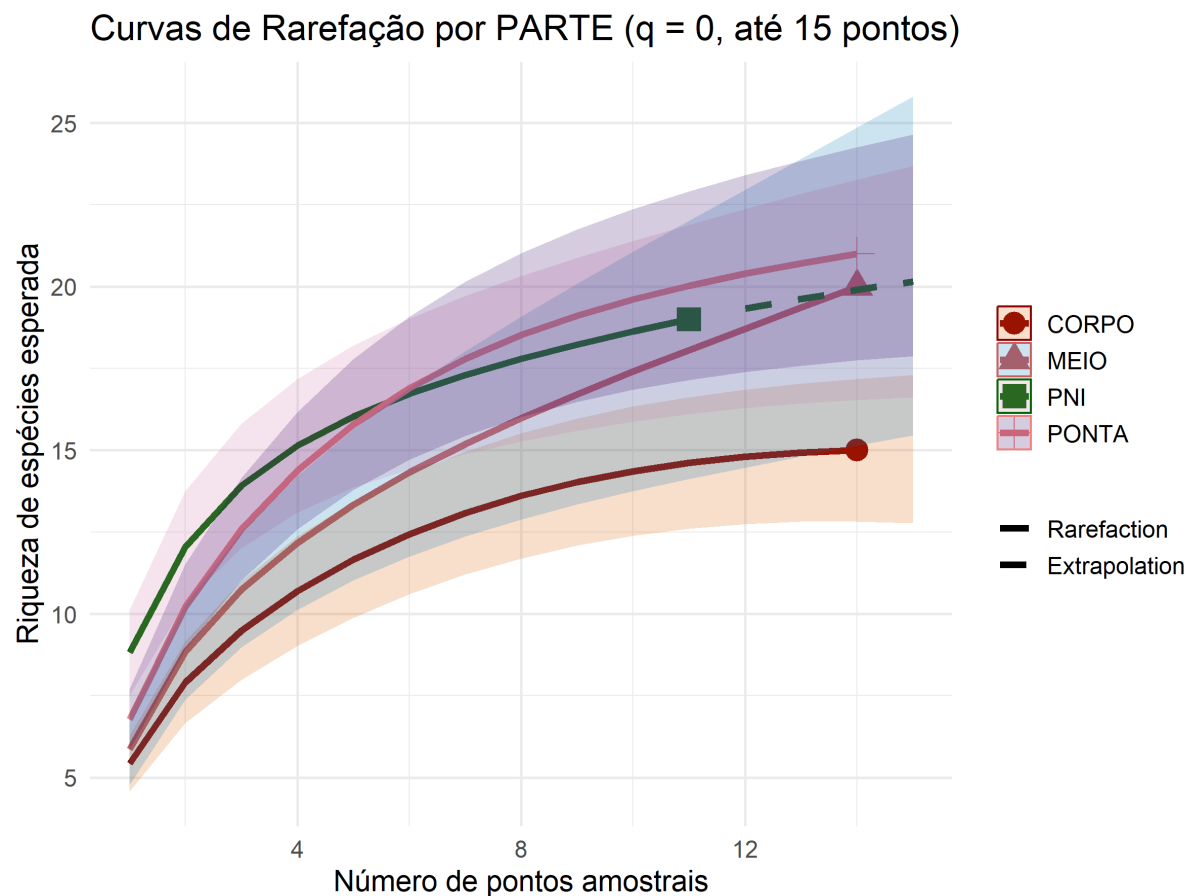


Figura 18 - Curvas de rarefação por parte (CORPO, MEIO, PONTA e PNI), com extrapolação até 15 pontos e intervalo de confiança de 95%.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.5.3 Curvas por grupo protegido e total

A Figura 19 apresenta as curvas de rarefação para os dois grandes agrupamentos amostrais: PNI, representando a unidade de conservação com floresta remanescente contínua, e APIB, composta pelas áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional. A extrapolação foi realizada até o limite de 50 pontos. Ambas as curvas exibem comportamento de estabilização progressiva, indicando que o esforço atual foi suficiente para capturar a maior parte da riqueza de espécies em cada grupo. A curva do PNI apresenta leve tendência à saturação com 11 pontos, enquanto a da APIB continua em crescimento até os 42 pontos, mas com inclinação reduzida, sugerindo aproximação do platô.

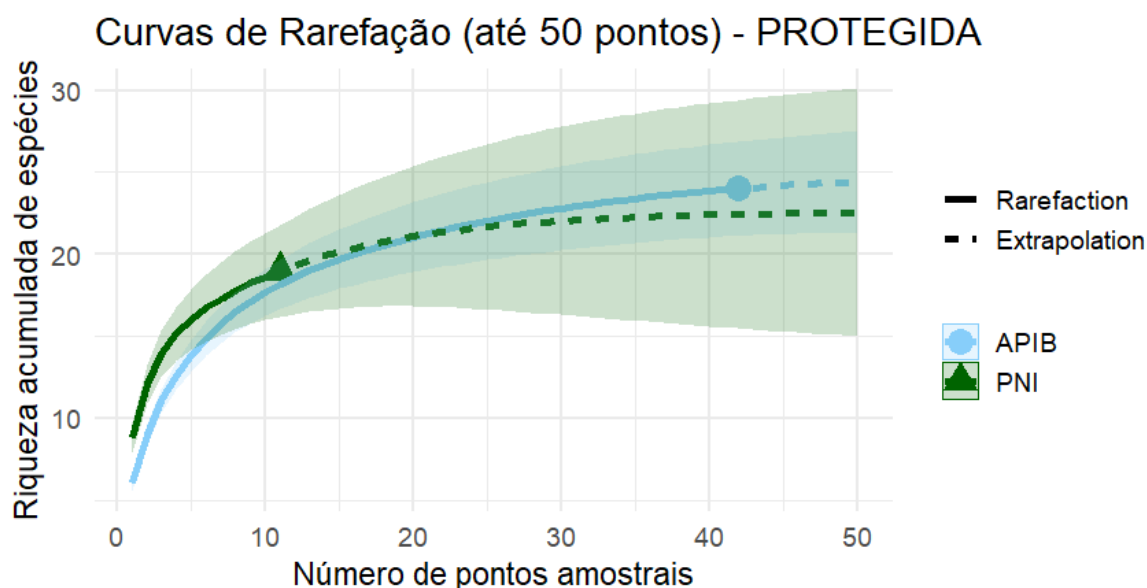


Figura 19 - Curvas de rarefação por presença/ausência com extrapolação até 50 pontos para os grupos APIB (n = 42) e PNI (n = 11). Intervalos de confiança a 95%.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 20 mostra a curva de rarefação geral, considerando o conjunto dos 53 pontos amostrados nas duas regiões. A curva total apresenta forte inclinação inicial e posterior tendência à estabilização, atingindo cerca de 30 espécies com 53 pontos. A extrapolação até 60 pontos sugere ganho marginal de riqueza, com intervalo de confiança estreitando-se, o que reforça a ideia de que o esforço amostral foi próximo da suficiência para estimar a riqueza da comunidade de mamíferos como um todo.

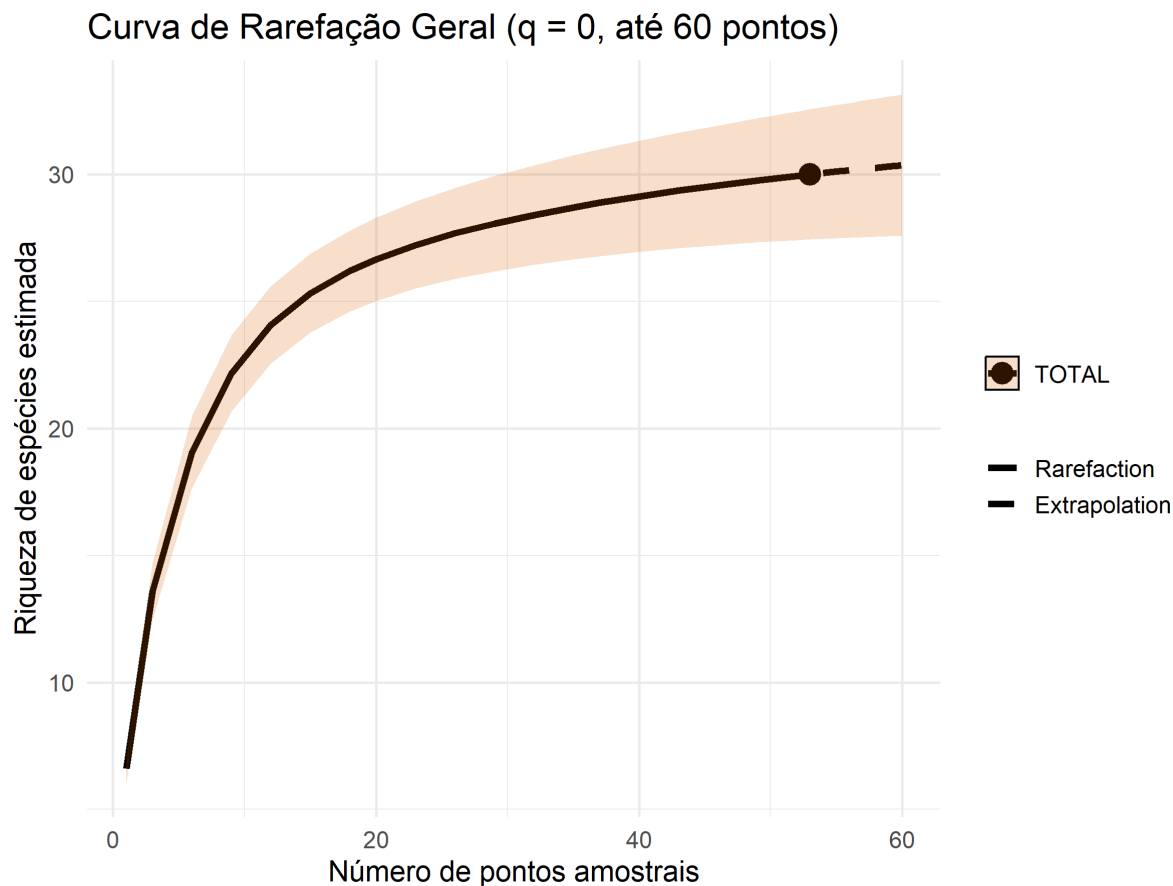


Figura 20 - Curva de rarefação acumulada por presença/ausência com extrapolação até 60 pontos para o conjunto total da amostragem. A linha sólida representa a rarefação observada, e a tracejada, a extrapolação. Faixa sombreada indica o intervalo de confiança de 95%

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.6 PADRÕES DE DIVERSIDADE, RIQUEZA E EQUABILIDADE

Esta seção apresenta os resultados dos índices ecológicos clássicos aplicados para avaliar a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas. Foram consideradas quatro métricas: riqueza de espécies observada (S), diversidade de Shannon (H'), diversidade de Simpson (1-D) e equabilidade de Pielou (J'). Cada índice fornece uma perspectiva complementar sobre a comunidade:

- **Riqueza (S):** número total de espécies registradas por ponto amostral, refletindo a composição básica da comunidade.

- **Shannon (H')**: sensível ao número de espécies e à sua abundância relativa, refletindo a diversidade da comunidade.
- **Simpson (1-D)**: enfatiza a dominância das espécies mais abundantes.
- **Pielou (J')**: mede a uniformidade da distribuição de abundâncias entre as espécies presentes.

Os índices foram calculados para cada ponto amostral e analisados estatisticamente em três níveis de agrupamento: por Área (MF01 a MF04 e PNI), por Parte da Faixa (CORPO, MEIO, PONTA e PNI) e por tipo de Área Protegida (APIB e PNI).

Previamente às comparações, os dados foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene). Como houve violação dos pressupostos para o uso de testes paramétricos em todos os índices e grupos, optou-se pela adoção de testes não paramétricos. Utilizou-se:

- Kruskal-Wallis para comparações entre múltiplos grupos, com pós-testes de Dunn e correção de Holm.
- Teste de Mann-Whitney para comparações entre dois grupos (APIB e PNI).

A seguir, os resultados são apresentados separadamente para cada índice.

5.6.1 Riqueza de espécies

A riqueza de espécies variou significativamente entre as áreas amostradas (Kruskal-Wallis, $H = 11,38$; $p = 0,0227$). O pós-teste de Dunn, com correção de Holm, indicou diferenças estatísticas significativas apenas entre:

- MF01 e PNI (p ajustado = 0,0217)
- MF02 e PNI (p ajustado = 0,0212)

As demais comparações entre áreas, incluindo MF01 vs MF03 e MF01 vs MF04, não apresentaram significância estatística após o ajuste. Os valores médios de riqueza por área e sua variabilidade estão representados na Figura 21.

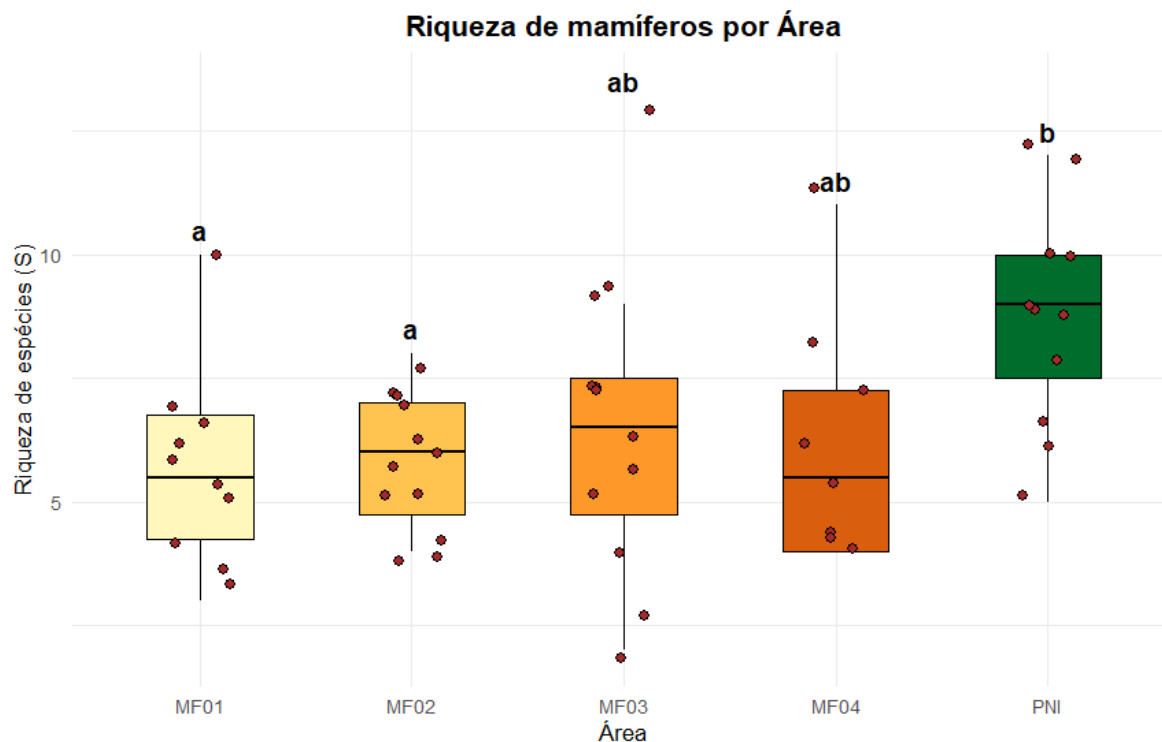


Figura 21 – Riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). As letras indicam diferenças significativas entre grupos conforme o pós-teste de Dunn com correção de Holm ($p \leq 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Também foi observada diferença significativa entre os grupos definidos por parte da paisagem (Kruskal-Wallis, $H = 12,51$; $p = 0,0058$). O pós-teste de Dunn apontou diferenças estatisticamente significativas entre:

- CORPO e PNI (p ajustado = 0,0022)
- MEIO e PNI (p ajustado = 0,0141)

As demais comparações, incluindo PONTA, não apresentaram significância estatística após o ajuste. As diferenças observadas entre as partes estão apresentadas graficamente na Figura 22.

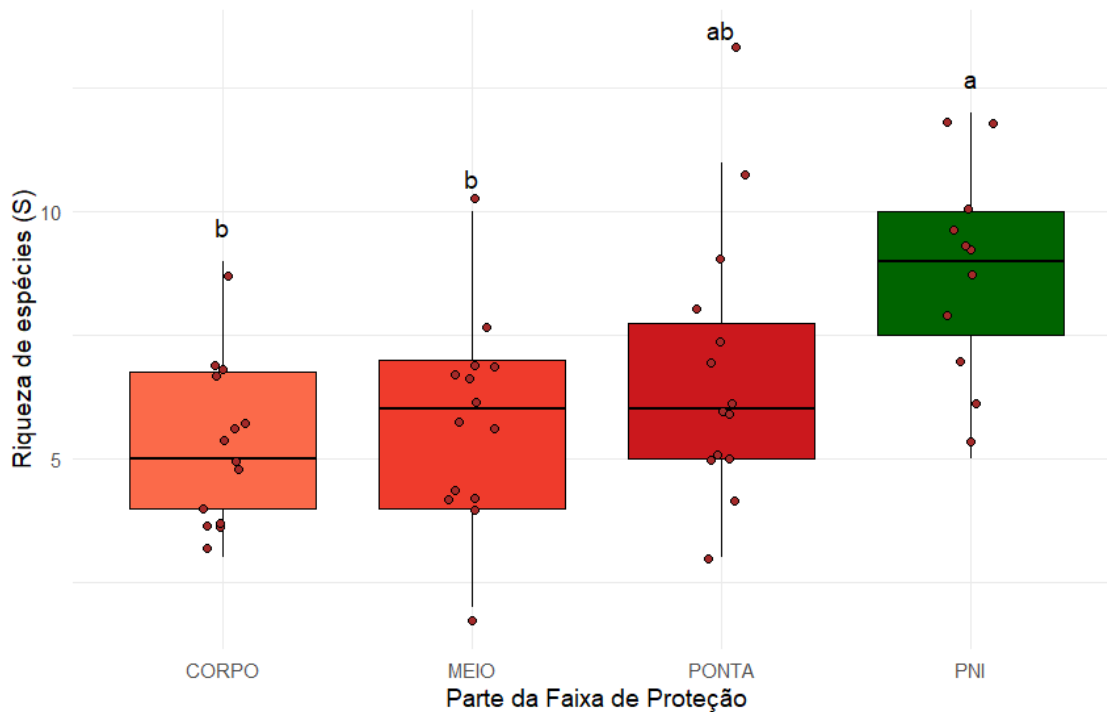


Figura 22 - Riqueza de espécies por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (CORPO, MEIO, PONTA) e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Letras distintas indicam diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os grupos
 Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Na comparação entre os pontos da Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), a riqueza de espécies foi significativamente maior no PNI (Mann-Whitney, $U = 108,00$; $p = 0,0085$), conforme ilustrado na Figura 23.

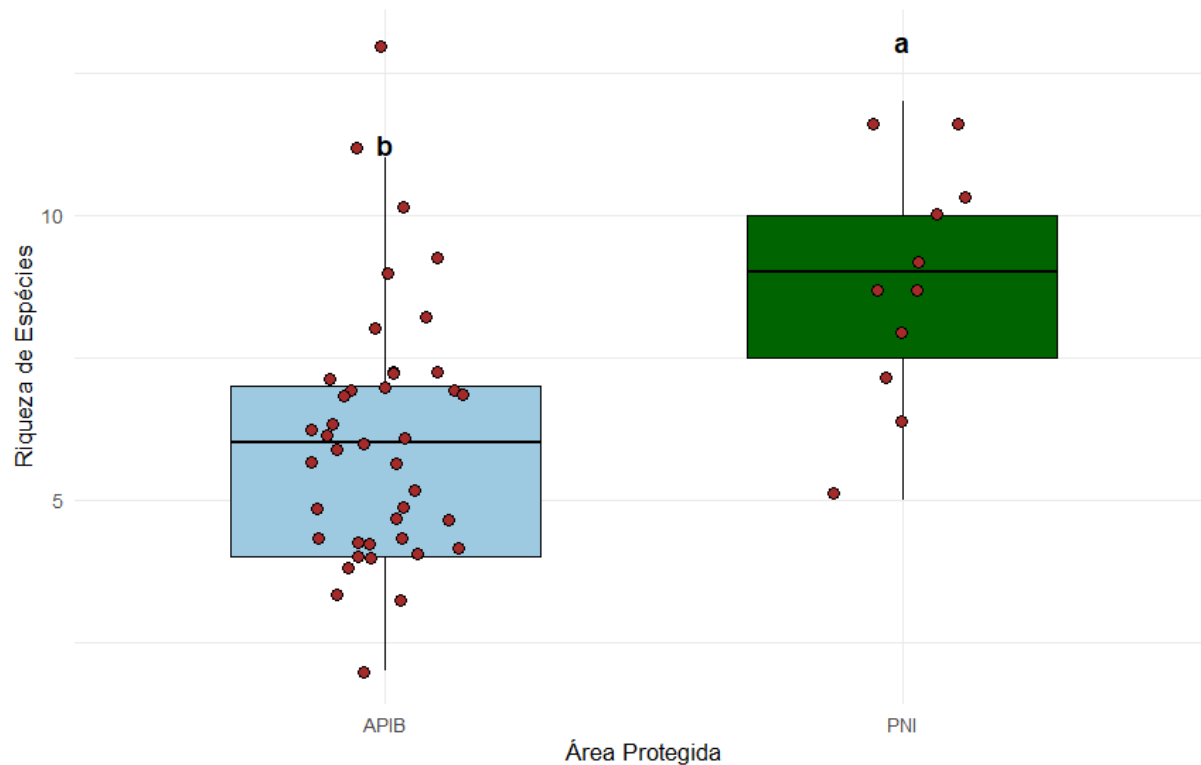


Figura 23 - Comparação da riqueza de espécies entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). O teste de Mann-Whitney identificou diferença significativa ($p = 0,0085$), indicada por letras distintas
 Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.6.1.1 Diversidade de Shannon (H')

A diversidade de espécies de mamíferos, medida pelo índice de Shannon (H'), foi comparada entre os diferentes grupos amostrais com o objetivo de avaliar a heterogeneidade da comunidade em termos de riqueza e abundância relativa. O índice foi calculado para cada ponto amostral com base na abundância de registros por espécie.

As análises estatísticas não indicaram diferenças significativas nos valores de Shannon entre os agrupamentos testados. O teste de Kruskal-Wallis resultou em:

- $H = 4,18$; $p = 0,3828$ para o agrupamento por área (MF01 a MF04 e PNI)
- $H = 5,13$; $p = 0,1628$ para o agrupamento por parte da Faixa de Proteção (CORPO, MEIO, PONTA e PNI)
- $H = 2,36$; $p = 0,1247$ para o agrupamento por tipo de área Protegida (APIB $\times$ PNI)

Complementarmente, o teste de Mann-Whitney para o agrupamento PROTEGIDA também não identificou diferença significativa ($U = 161$; $p = 0,1274$).

Apesar da ausência de diferenças estatísticas, os valores médios e a variabilidade do índice de Shannon estão representados nas Figuras 24, 25 e 26, permitindo uma visualização comparativa dos grupos amostrados.

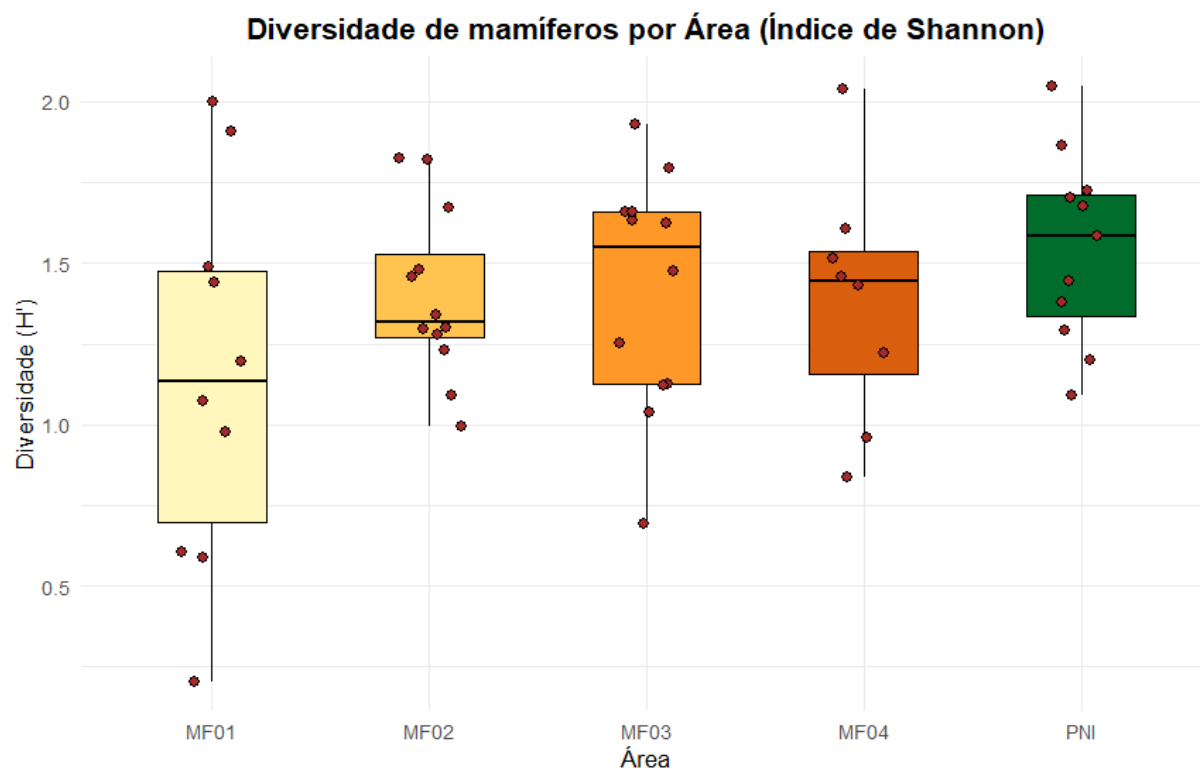


Figura 24 - Índice de diversidade de Shannon (H') por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). As comparações não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0,3828$).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

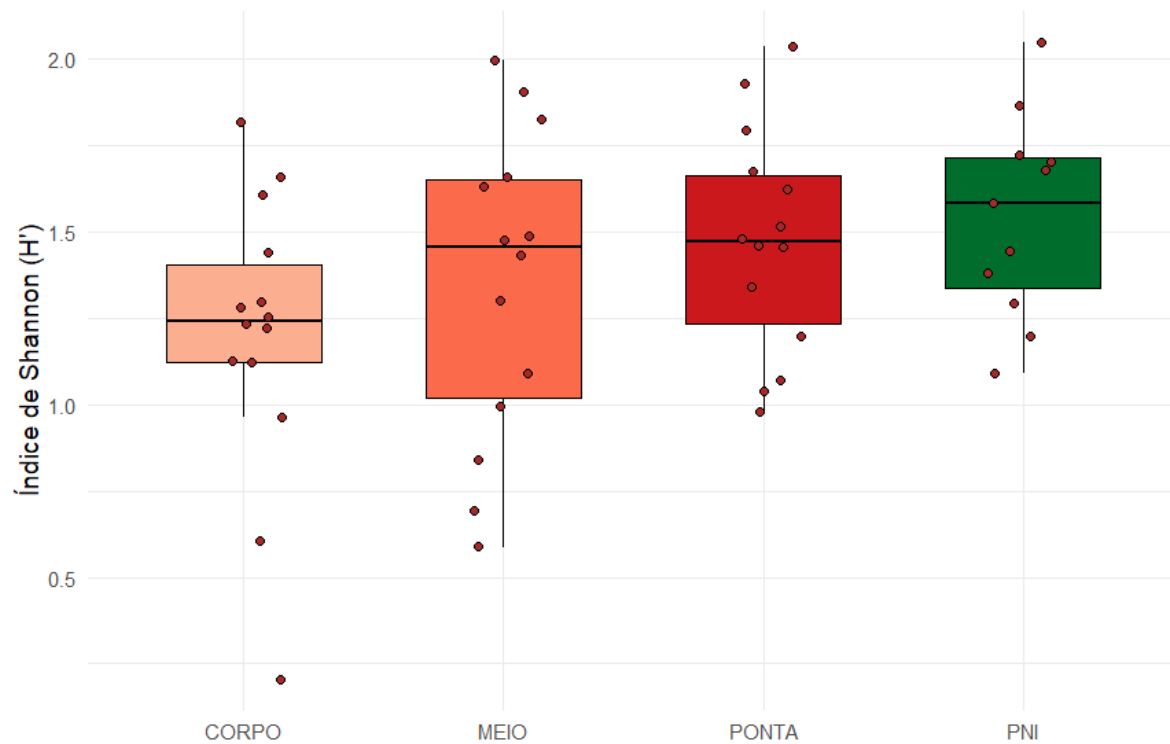


Figura 25 - Índice de diversidade de Shannon (H') por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu. Não houve diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,1628$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

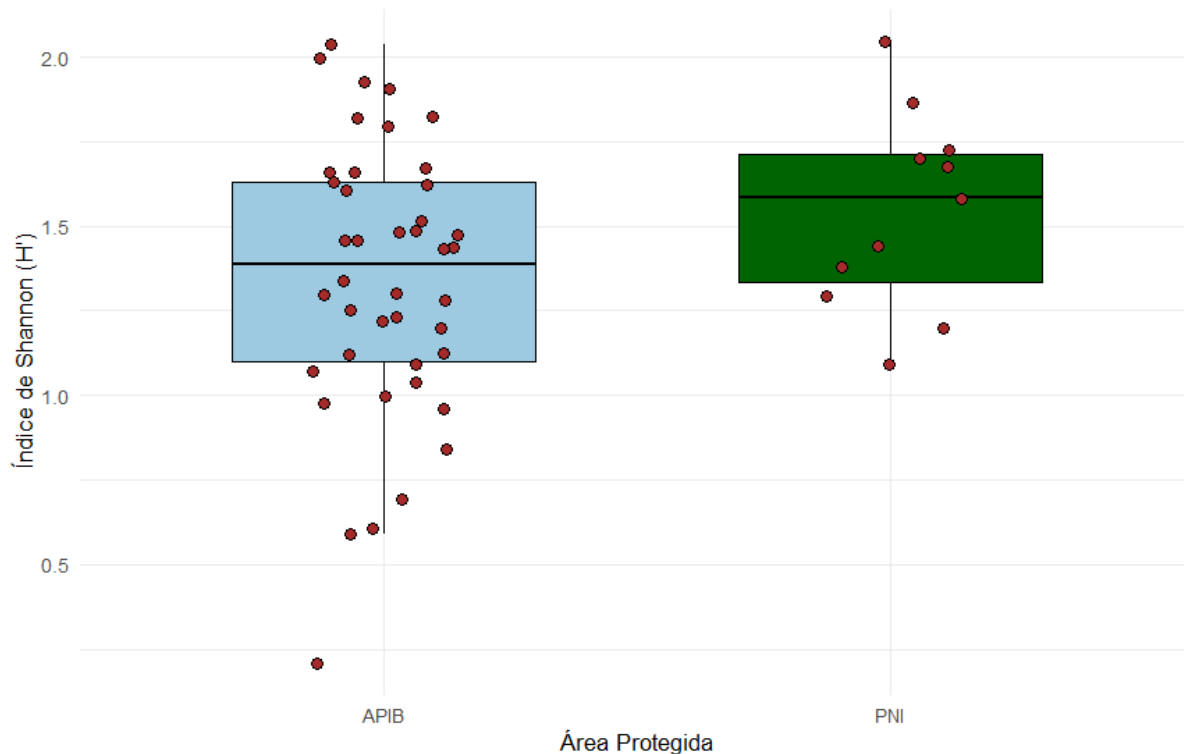


Figura 26 - Comparação do índice de Shannon (H') entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). A análise não indicou diferença significativa (Mann-Whitney, $p = 0,1274$). Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.6.1.2 Diversidade de Simpson ($1-D$)

O índice de Simpson ($1-D$) foi utilizado para avaliar a probabilidade de que dois indivíduos selecionados aleatoriamente pertençam a espécies diferentes, refletindo a dominância da comunidade. Valores próximos de 1 indicam alta diversidade e baixa dominância.

As análises estatísticas indicaram que não houve diferenças significativas nos valores de Simpson entre os grupos amostrados. O teste de Kruskal-Wallis resultou em:

- $H = 2,38$; $p = 0,6659$ para o agrupamento por área (MF01 a MF04 e PNI)
- $H = 2,70$; $p = 0,4395$ para o agrupamento por parte da Faixa de Proteção (CORPO, MEIO, PONTA, PNI)
- $H = 0,59$; $p = 0,4427$ para o agrupamento por tipo de unidade protegida (APIB $\times$ PNI)

De forma complementar, o teste de Mann-Whitney aplicado à comparação entre APIB e PNI também não indicou diferença estatística significativa ($U = 266$; $p = 0,4493$).

As Figuras 27, 28 e 29 apresentam os valores médios e a variabilidade do índice de Simpson nos diferentes agrupamentos, permitindo a visualização da distribuição entre os pontos, mesmo na ausência de significância estatística.

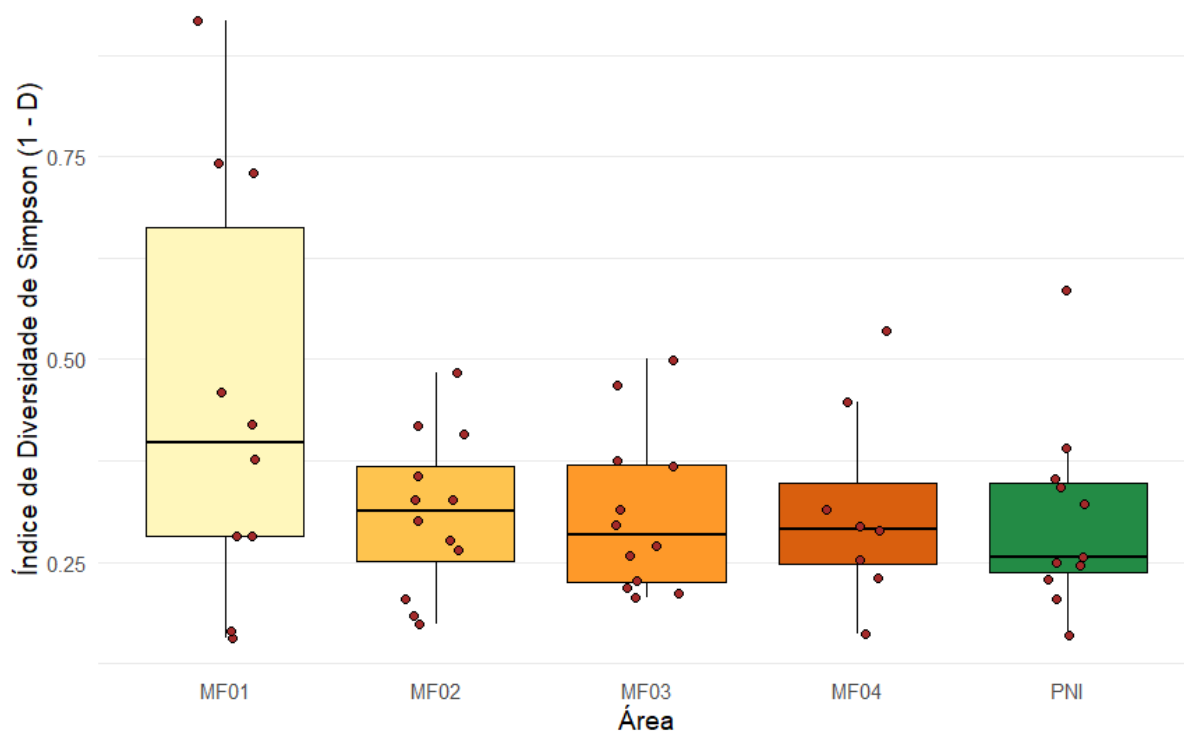


Figura 27 - Índice de diversidade de Simpson (1-D) por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). Não foram observadas diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,6659$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

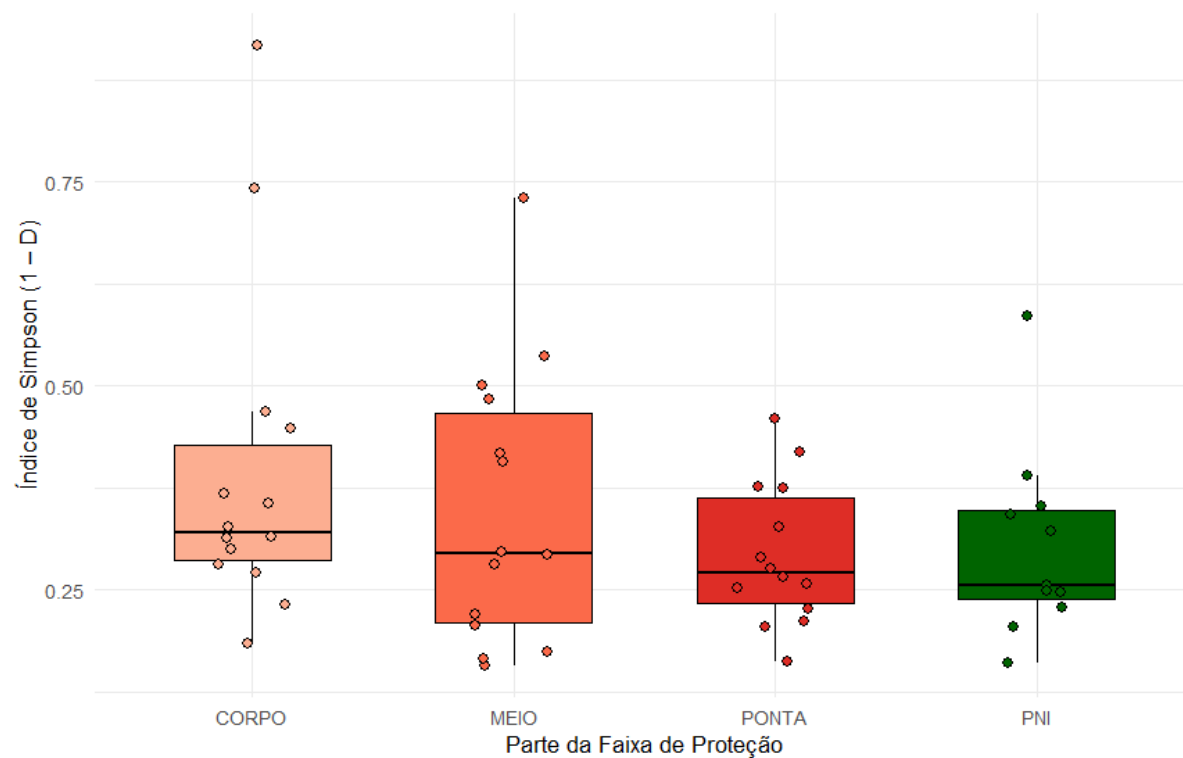


Figura 28 - Índice de diversidade de Simpson (1-D) por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e remanescente do Parque Nacional do Iguaçu. Não houve diferenças significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,4395$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

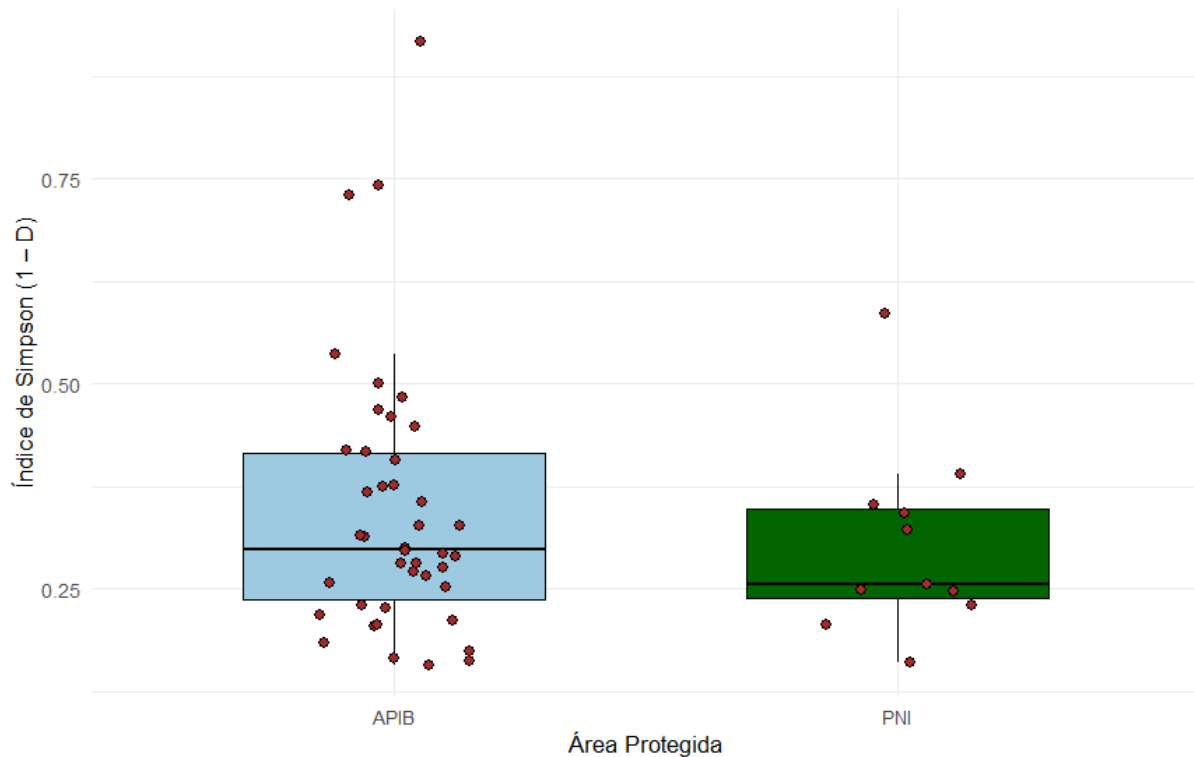


Figura 29 - Comparação do índice de Simpson (1-D) entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Diferença não significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p = 0,4493$). Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.6.1.3 Equabilidade de Pielou (J')

A equabilidade da comunidade foi avaliada por meio do índice de Pielou (J'), que quantifica a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies presentes em cada ponto amostral. Valores mais próximos de 1 indicam maior uniformidade (menor dominância).

As análises não revelaram diferenças estatisticamente significativas nos valores de Pielou entre os agrupamentos testados. Os resultados do teste de Kruskal-Wallis foram:

- $H = 5,30$; $p = 0,2583$ para o agrupamento por área (MF01 a MF04 e PNI)
- $H = 2,23$; $p = 0,5253$ para o agrupamento por parte da Faixa de Proteção (CORPO, MEIO, PONTA, PNI)

- $H = 1,11$; $p = 0,2925$ para o agrupamento por tipo de área Protegida (APIB $\times$ PNI)

Além disso, o teste de Mann-Whitney aplicado ao agrupamento PROTEGIDA também não identificou diferença significativa ($U = 279$; $p = 0,2975$).

As Figuras 30, 31 e 32 apresentam os valores médios e a dispersão da equabilidade entre os pontos amostrais de cada grupo.

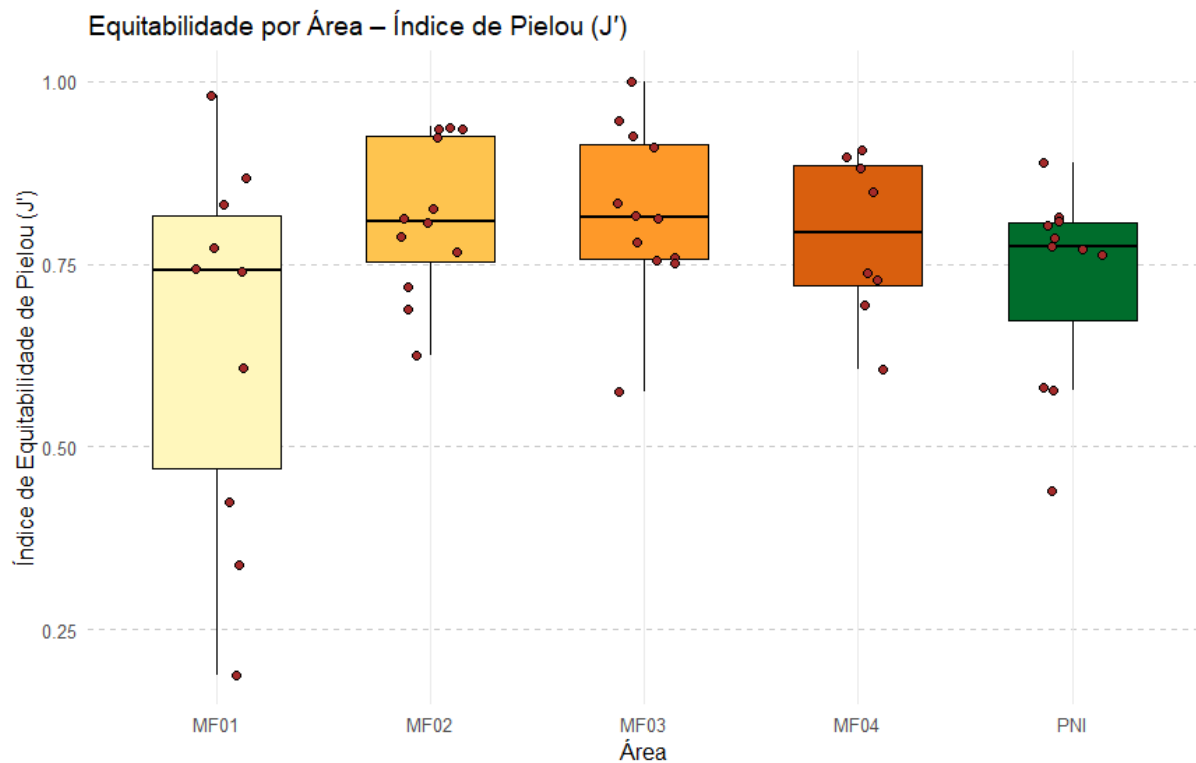


Figura 30 - Índice de equabilidade de Pielou (J') por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI). Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os grupos (Kruskal-Wallis, $p = 0,2583$).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

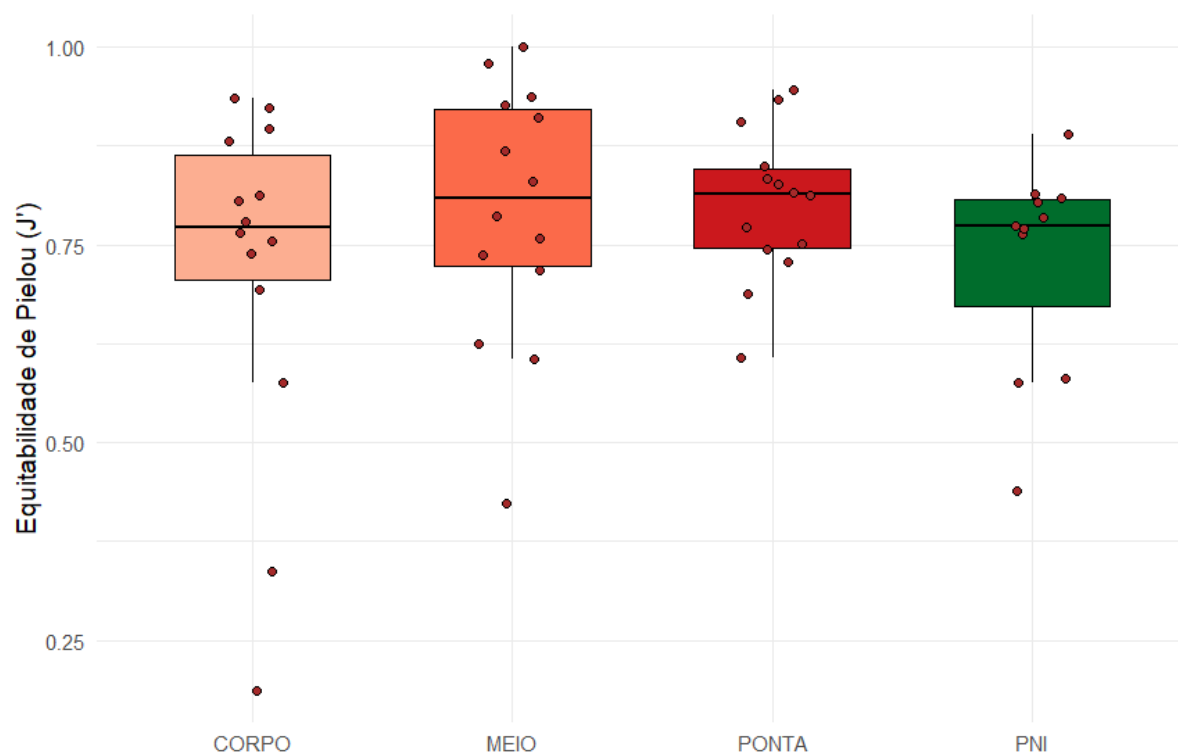


Figura 31 - Índice de Pielou (J') por parte da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional e no Parque Nacional do Iguaçu. As comparações não apresentaram diferenças significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0,5253$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

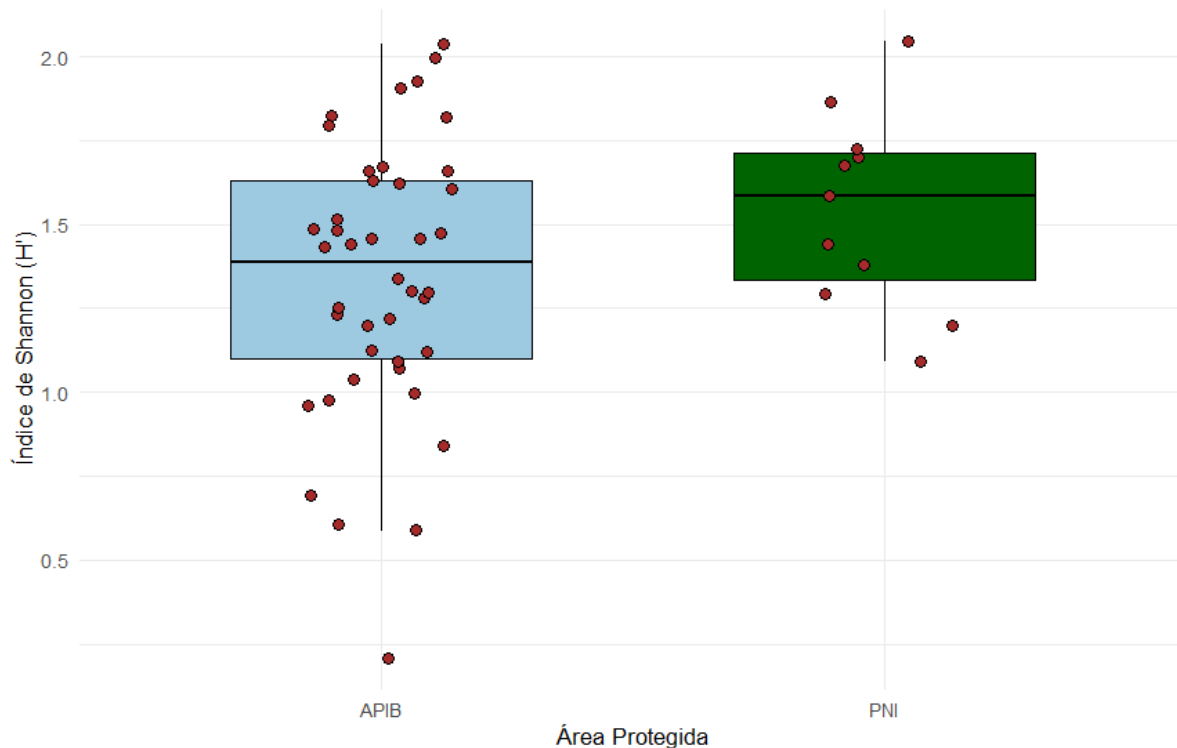


Figura 32 - Comparação do índice de equabilidade de Pielou (J') entre a Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Diferença não significativa (Mann-Whitney, $p = 0,2975$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.7 MODELAGEM DA RIQUEZA DE ESPÉCIES POR AGRUPAMENTO (GLM)

Modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson foram utilizados para estimar a riqueza esperada de espécies de mamíferos de médio e grande porte nos diferentes agrupamentos espaciais: por Área, por Parte e por Protegida. As estimativas são apresentadas como médias esperadas ($\exp(\beta)$) com intervalos de confiança de 95%. Embora os modelos tenham sido ajustados com distribuição de Poisson, os resíduos foram avaliados quanto à normalidade e homocedasticidade para assegurar a robustez das inferências, especialmente na comparação entre grupos via pós-testes. Os testes indicaram que os resíduos não apresentaram desvios significativos quanto à normalidade (Shapiro-Wilk, $p > 0,05$) nem heterocedasticidade (Breusch-Pagan, $p > 0,05$), indicando adequação do modelo às análises propostas.

5.7.1 Agrupamento por área Protegida

O modelo indicou que a riqueza esperada foi significativamente maior no PNI em comparação à APIB ($p = 0,0006$). As estimativas foram:

- APIB: 5,70 espécies (IC95%: 4,56–7,12)
- PNI: 8,82 espécies (IC95%: 7,10–10,97)

Essas diferenças são visualizadas na **Figura 33**, com letras distintas indicando significância estatística entre os grupos.

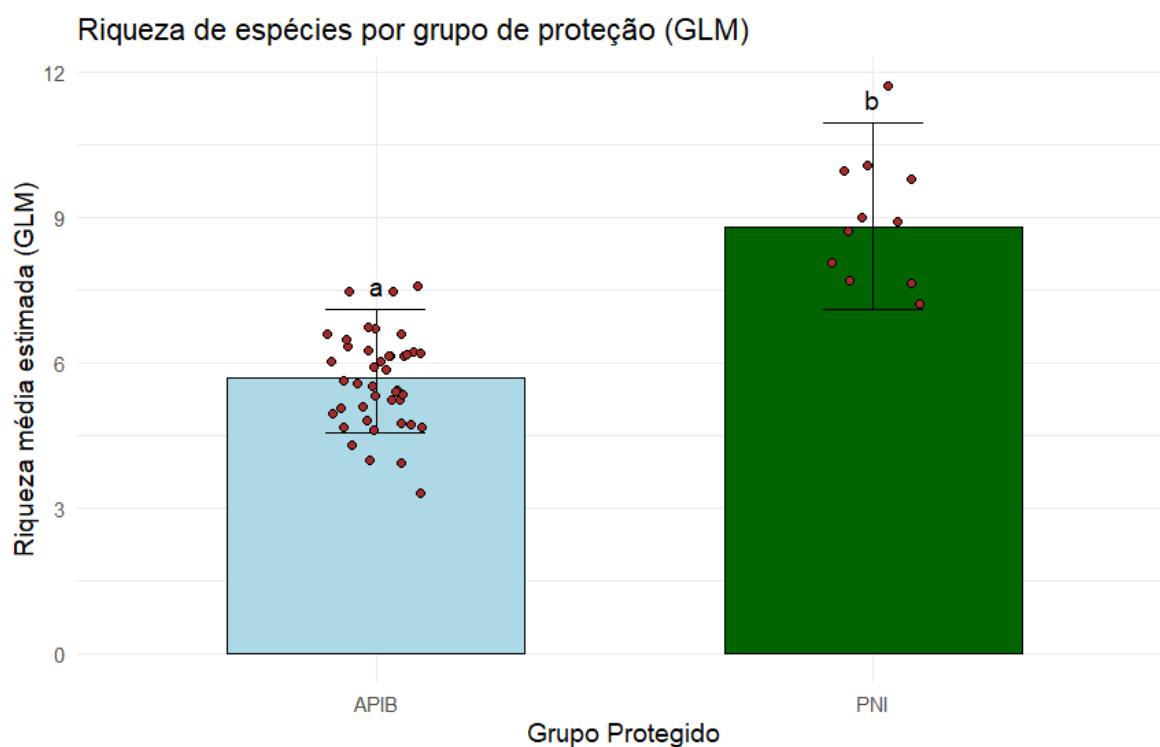


Figura 33 - Riqueza esperada de espécies por área Protegida (APIB vs. PNI), estimada por modelo GLM com distribuição de Poisson. As barras indicam intervalo de confiança de 95%. Letras distintas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.7.2 Agrupamento por área

A modelagem da riqueza de espécies (índice S) por área, utilizando modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição Poisson, revelou diferenças significativas entre os grupos amostrais. O modelo foi parametrizado com a área do

Parque Nacional do Iguaçu (PNI) como intercepto, permitindo a comparação direta com as áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB).

As estimativas de riqueza média ajustadas pelo modelo indicaram os seguintes valores por área: PNI apresentou a maior riqueza estimada ($\lambda^{\wedge}=8,82$), seguido por MF03 ($\lambda^{\wedge}=6,46$), MF04 ($\lambda^{\wedge}=5,66$), MF02 ($\lambda^{\wedge}=5,36$) e MF01 ($\lambda^{\wedge}=5,31$). Os intervalos de confiança (95%) mostraram sobreposição parcial entre MF03 e PNI, enquanto as demais áreas restauradas apresentaram estimativas significativamente inferiores. As comparações múltiplas entre áreas, com ajuste de Tukey, demonstraram que a área do PNI difere estatisticamente das áreas MF01 ($p=0,0089$), MF02 ($p=0,0066$) e MF04 ($p=0,0376$), mas não diferiu significativamente de MF03 ($p=0,0449$), cujo valor limítrofe indica uma transição intermediária entre a composição restaurada e a remanescente. Apesar do valor de $p = 0,0449$ indicar uma diferença limítrofe entre MF03 e PNI, o agrupamento de letras resultante (ab para MF03 e b para PNI) reflete a proximidade estatística entre as médias ajustadas, com sobreposição parcial dos intervalos de confiança.

O gráfico da Figura 34 ilustra as estimativas de riqueza por área com os respectivos intervalos de confiança e letras indicativas de significância estatística. As letras distintas evidenciam a separação entre a comunidade de mamíferos do PNI e as demais áreas, com destaque para a posição intermediária de MF03 no gradiente de conectividade e complexidade estrutural. A Figura 34 apresenta as estimativas com intervalos de confiança e letras de significância conforme os resultados do modelo.

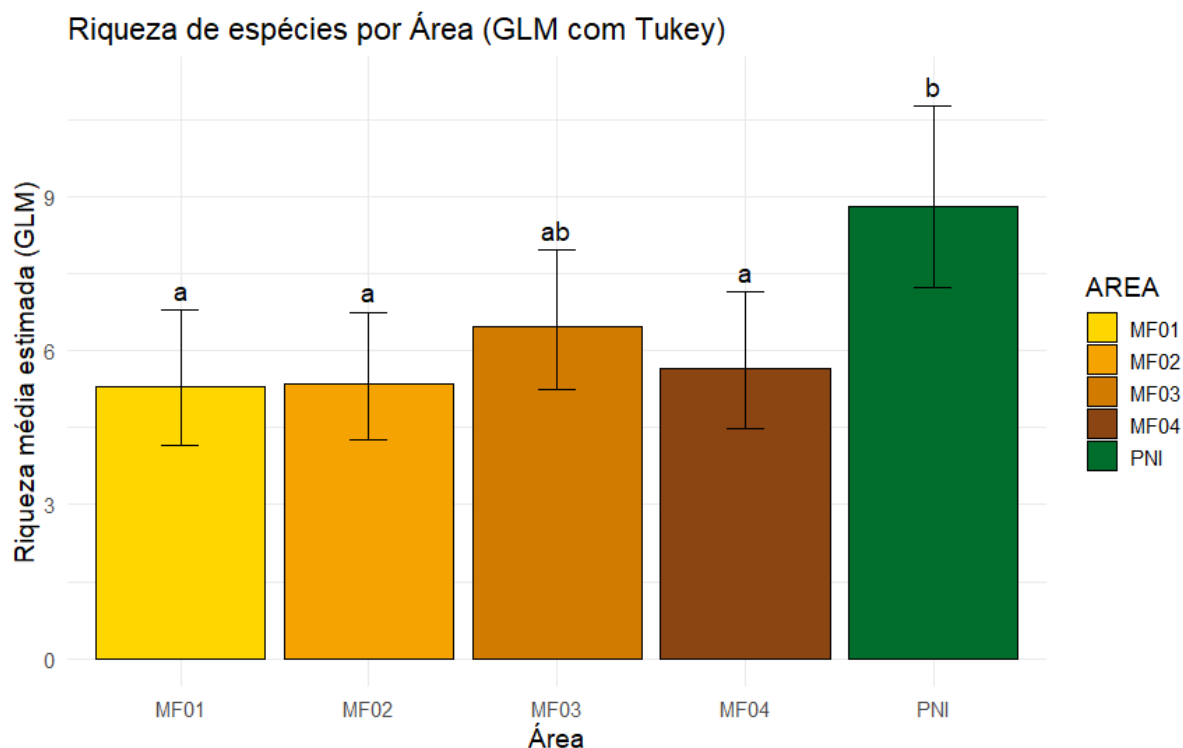


Figure 34- Riqueza média estimada de espécies de mamíferos por área amostrada, com intervalos de confiança (95%) e diferenças significativas indicadas por letras. Estimativas de riqueza de mamíferos por área, obtidas por GLM (distribuição de Poisson). As letras indicam diferenças significativas entre grupos (Tukey, $p < 0,05$). Cores representam as áreas restauradas (MF01 a MF04, amarelo a marrom) e o remanescente de referência (PNI, verde escuro).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.7.3 Agrupamento por parte da paisagem

O modelo linear generalizado (GLM) com distribuição de Poisson indicou diferenças significativas na riqueza esperada de espécies entre as diferentes partes da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI). Tomando o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) como intercepto de referência, as estimativas do modelo revelaram reduções significativas na riqueza média esperada (λ) nas porções CORPO (estimate = $-0,486$; $p = 0,0084$) e MEIO (estimate = $-0,409$; $p = 0,0324$), enquanto a porção PONTA não diferiu estatisticamente do PNI (estimate = $-0,261$; $p = 0,2661$).

As estimativas de λ para cada parte da paisagem, com seus respectivos intervalos de confiança de 95%, foram: PNI: $\lambda = 8,82$ (IC95%: 7,23–10,76); PONTA: $\lambda = 6,79$

(IC95%: 5,55–8,30); MEIO: $\lambda = 5,86$ (IC95%: 4,72–7,27); CORPO: $\lambda = 5,43$ (IC95%: 4,34–6,80)

As comparações múltiplas entre pares, com ajuste de Tukey, indicaram que o PNI difere significativamente das porções CORPO ($p = 0,0084$) e MEIO ($p = 0,0324$), mas não da PONTA ($p = 0,2661$), reforçando a hipótese de um gradiente de conectividade funcional ao longo da faixa de proteção (Figura 35)..

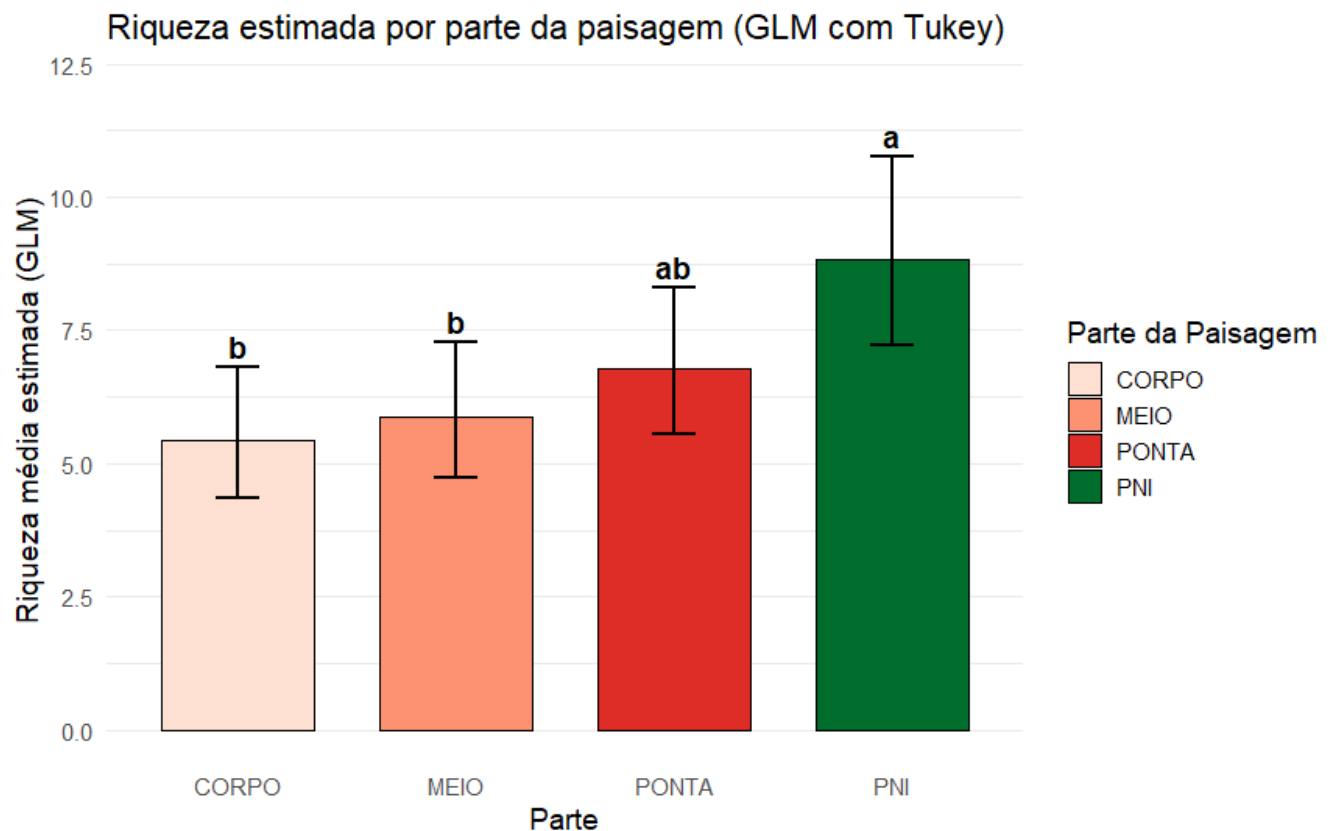


Figure 35 - Riqueza média estimada de espécies por parte da paisagem, com intervalos de confiança (95%) e letras de significância. Estimativas de λ (riqueza média esperada) por parte da paisagem, obtidas por GLM com distribuição de Poisson. As barras representam os valores ajustados com intervalos de confiança (95%) e as letras indicam diferenças significativas entre grupos, com base nas comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$). As cores distinguem cada parte da Faixa de Proteção e o remanescente florestal do Parque Nacional do Iguaçu (PNI).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.8 COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA POR ORDEM

A composição da mastofauna registrada foi analisada com base na abundância relativa de registros por ordem taxonômica, considerando três níveis de agrupamento: por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI), por parte da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI) e por tipo de proteção (APIB e PNI). Os resultados estão representados por meio de gráficos de pizza e gráficos de barras empilhadas, com o objetivo de facilitar a visualização das diferenças na estrutura da comunidade entre os grupos.

Na escala de área amostrada (Figura 36 e 77), observaram-se padrões distintos entre os setores restaurados e a unidade proteção:

- **MF01** apresentou predominância de Didelphimorphia (61,5%), seguida de Carnivora (18,9%), indicando a dominância de espécies generalistas e oportunistas.
- **MF02** teve como ordens mais representativas Cingulata (36,4%) e Carnivora (32,4%), evidenciando maior participação de táxons detritívoros e onívoros.
- **MF03** foi marcada por Carnivora (44,3%) e Cingulata (34,4%), refletindo possível oferta de abrigo e recursos para essas guildas.
- **MF04** também teve predominância de Cingulata (40,9%) e Carnivora (30,6%), sugerindo padrão semelhante ao de MF03.
- No **Parque Nacional do Iguaçu (PNI)**, a comunidade foi dominada por Rodentia (38,1%) e Ungulados (28,4%), indicando maior representatividade de espécies sensíveis e típicas de florestas bem conservadas.

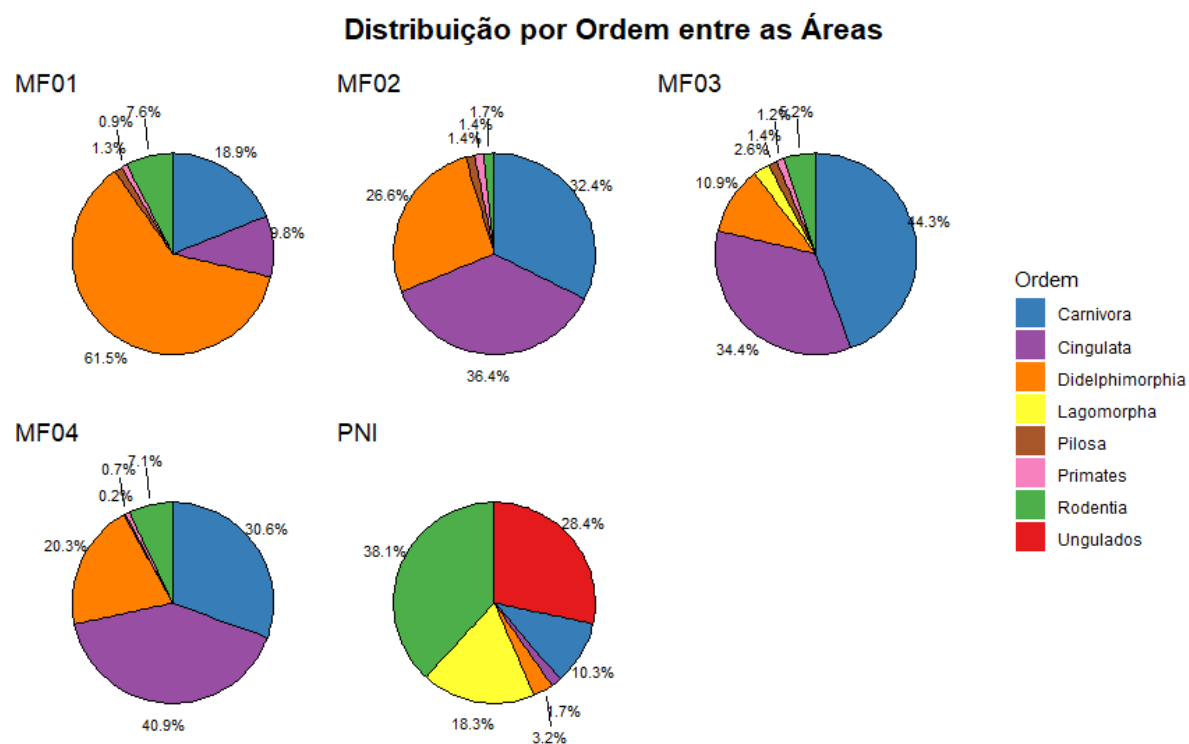


Figura 36 - Proporção de registros de mamíferos por ordem taxonômica nas áreas amostradas (MF01 a MF04 e PNI). Representação em gráficos de pizza
 Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

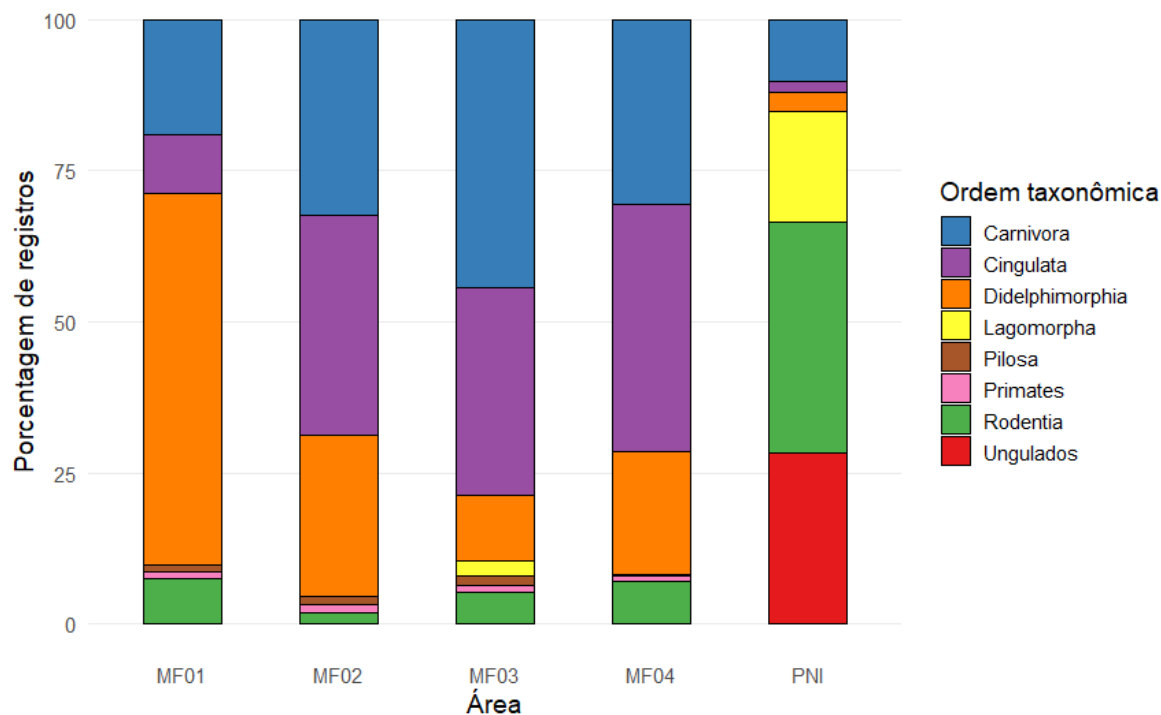


Figura 37 - Gráfico de barras empilhadas com a porcentagem de registros por ordem taxonômica nas áreas MF01 a MF04 e PNI. A visualização permite comparar diretamente a contribuição relativa de cada ordem entre as áreas

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A composição taxonômica das comunidades de mamíferos variou entre as partes da paisagem restaurada da APIB (CORPO, MEIO, PONTA), e em comparação ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI), refletindo padrões distintos de dominância e representação das ordens taxonômicas (Figura 38 e Figura 39).

- CORPO: a ordem Didelphimorphia foi a mais representativa (40,8%), seguida por Carnívora (28,2%) e Cingulata (23,4%). As demais ordens, como Pilosa, Primates, Rodentia e Lagomorpha, tiveram representação marginal.
- MEIO: houve maior participação de Cingulata (41,1%) e Carnívora (34,6%), enquanto Didelphimorphia apresentou menor proporção (14,8%) em relação ao CORPO. As ordens minoritárias permaneceram pouco expressivas, com destaque para Lagomorpha (1,8%) e Rodentia (1,5%), embora ainda em baixa abundância.

- PONTA: os grupos mais abundantes foram Carnívora (35,1%), Cingulata (32,5%) e Didelphimorphia (24,2%), mantendo o padrão observado nas demais partes, porém com valores intermediários. As demais ordens tiveram presença residual e, assim como nas demais partes da APIB.
- No Parque Nacional do Iguaçu (PNI), a comunidade foi dominada por Rodentia (38,1%) e Ungulados (28,4%), indicando maior representatividade de espécies sensíveis e típicas de florestas bem conservadas.

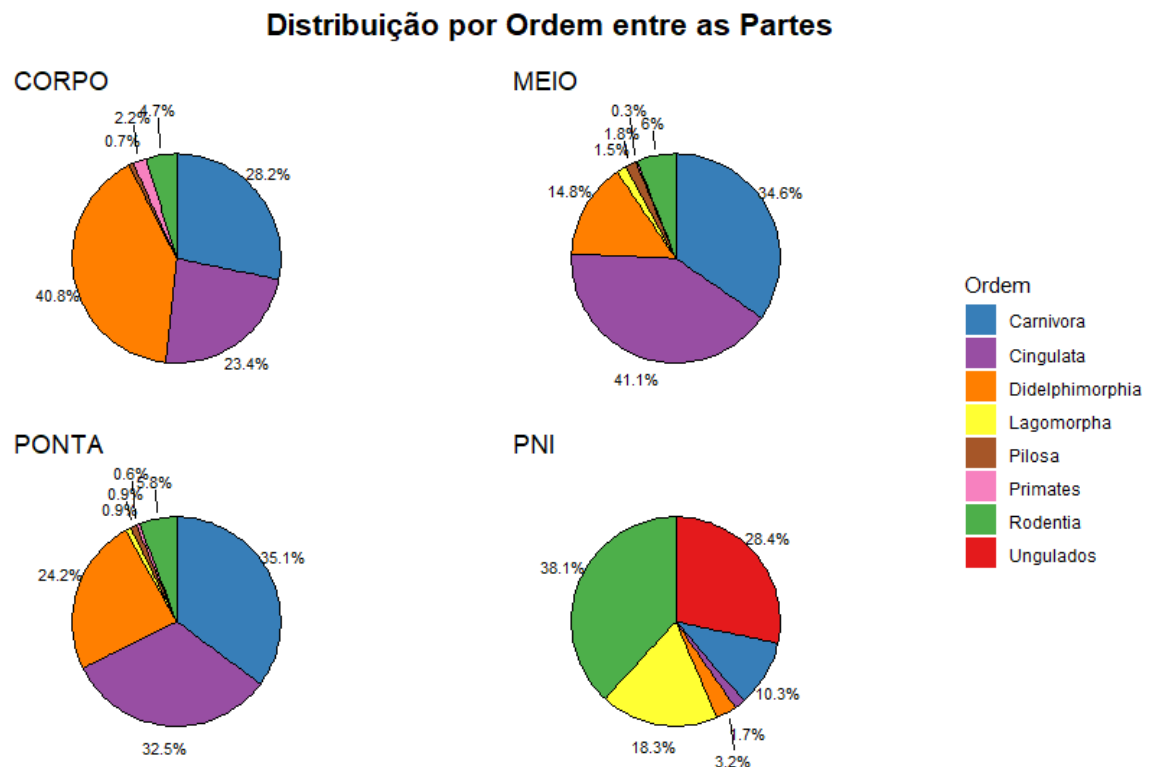


Figure 38 - Distribuição percentual da abundância de mamíferos por ordem taxonômica entre as partes da paisagem

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

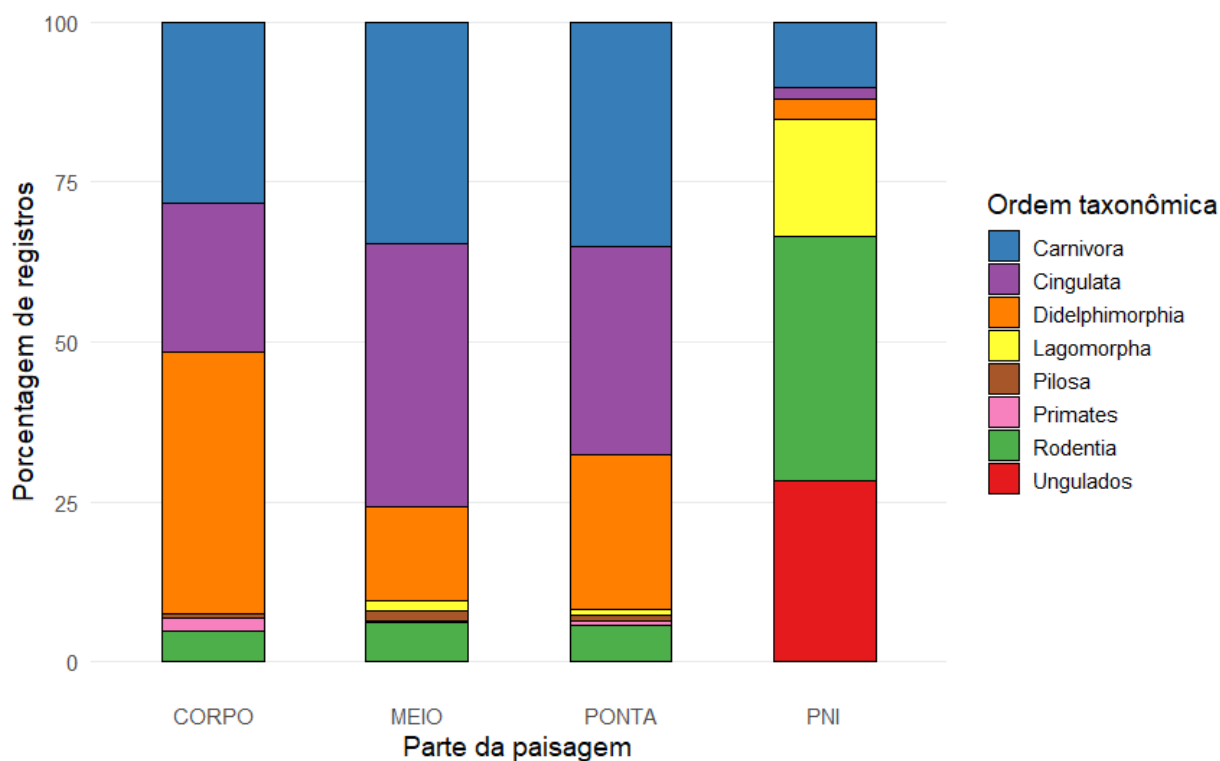


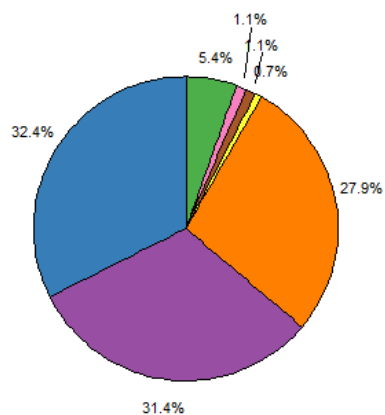
Figure 39 – Composição percentual da comunidade de mamíferos por ordem taxonômica nas partes da paisagem

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Na escala de protegida (Figura 40), a área da APIB apresentou Carnívora (32,4%) e Cingulata (31,4%) como ordens mais representativas. No PNI, os registros foram compostos majoritariamente por Rodentia (38,1%) e Ungulados (28,4%), refletindo uma composição distinta em relação às áreas restauradas, com maior presença de espécies de maior porte e maior exigência ecológica.

Distribuição por Ordem entre as Áreas Protegidas

APIB



PNI

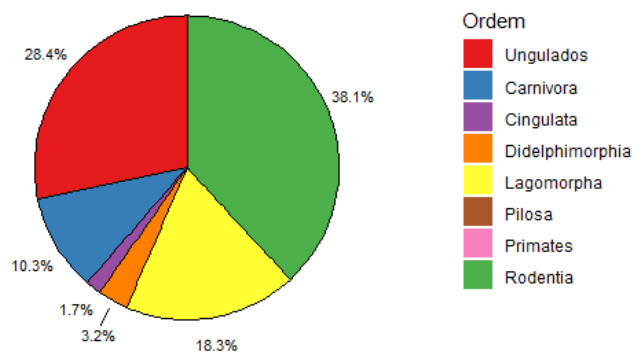


Figura 40 - Gráficos de pizza da abundância relativa por ordem taxonômica na APIB e no PNI
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

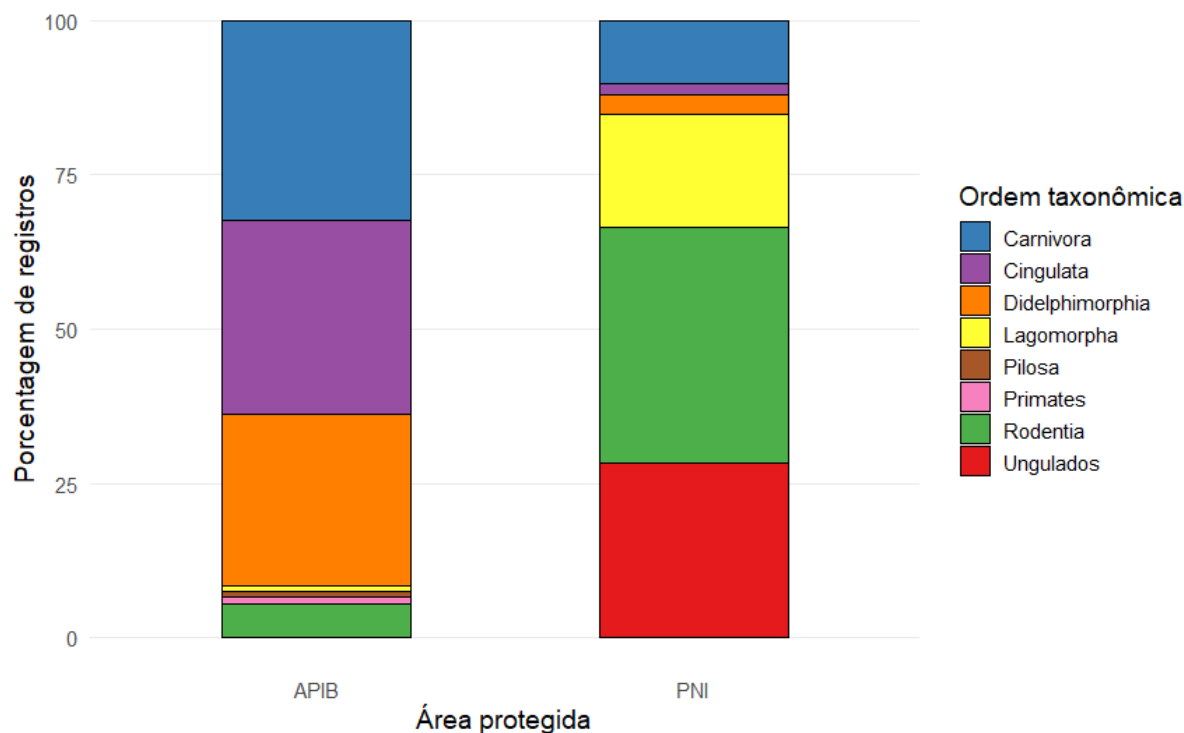


Figura 41 - Gráficos de barras empilhadas com a abundância relativa por ordem taxonômica na APIB e no PNI
 Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.9 RELAÇÃO COM CATEGORIAS DE AMEAÇA (SALVE, NACIONAL E ESTADUAL)

Das 30 espécies registradas ao longo da amostragem, 10 estão classificadas como ameaçadas no Brasil, segundo o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE – ICMBio), enquanto 12 constam como ameaçadas no estado do Paraná, conforme a Resolução IAT nº 25/2024. A análise da composição das espécies registradas nas duas unidades protegidas revelou a presença de espécies enquadradas em diferentes categorias de ameaça.

Tabela 6 - Número absoluto de espécies registradas em cada categoria de ameaça conforme o sistema nacional (SALVE)), por área protegida (PNI e APIB).

Categoria de Ameaça (Brasil - SALVE)	PNI (n)	APIB (n)
--------------------------------------	---------	----------

Vulnerável (VU)	5	4
Quase Ameaçada (NT)	1	3
Dados Deficientes (DD)	1	1
Pouco Preocupante (LC)	12	16

Tabela 7 – Número absoluto de espécies registradas em cada categoria de ameaça conforme a lista estadual (Paraná 2024), por área protegida (PNI e APIB)

Categoria de Ameaça (Paraná 2024)	PNI (n)	APIB (n)
Criticamente em Perigo (CR)	2	2
Em Perigo (EN)	1	1
Vulnerável (VU)	5	6
Dados Deficientes (DD)	3	4
Pouco Preocupante (LC)	8	11

Fonte: elaborado pelo autor(2025).

Na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), foram detectadas 6 espécies ameaçadas a nível nacional e 9 ameaçadas em nível estadual. Já no Parque Nacional do Iguaçu (PNI), foram registradas 7 espécies ameaçadas no Brasil e 8 no Paraná. Ao todo, foram identificadas doze espécies de mamíferos classificadas como ameaçadas de extinção, considerando os critérios do Brasil (SALVE/ICMBio) e do Paraná (Resolução IAT nº 25/2024). Desse conjunto, nove espécies foram detectadas na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e oito no Parque Nacional do Iguaçu (PNI), com certa complementaridade entre os conjuntos amostrais.

Na **APIB**, destacaram-se as seguintes espécies ameaçadas em nível estadual: *Leopardus wiedii* (n = 30), *Leopardus guttulus* (n = 26), *Herpailurus yagouaroundi* (n = 22), *Lontra longicaudis* (n = 22), *Cuniculus paca* (n = 17), *Puma concolor* (n = 11), *Alouatta caraya* (n = 2), *Leopardus pardalis* (n = 2) e *Myrmecophaga tridactyla* (n = 3).

Já no **PNI**, foram registradas *Tapirus terrestris* (n = 105), *Mazama nana* (n = 29), *Leopardus pardalis* (n = 27), *Puma concolor* (n = 17), *Cuniculus paca* (n = 10), *Herpailurus yagouaroundi* (n = 5), *Panthera onca* (n = 4) e *Leopardus wiedii* (n = 1). Algumas espécies ameaçadas, como *Cuniculus paca*, *Puma concolor*, *Herpailurus yagouaroundi* e *Leopardus pardalis*, foram registradas em ambas as áreas, embora com padrões distintos de abundância.

O PNI concentrou as espécies mais exigentes ecologicamente e de maior porte, como *Tapirus terrestris* e *Panthera onca*, exclusivas dessa área. Por outro lado, a APIB apresentou maior diversidade de espécies ameaçadas com ocorrência exclusiva, como *Leopardus guttulus*, *Lontra longicaudis* e *Alouatta caraya*, o que reforça a importância das áreas restauradas para a conservação de componentes relevantes da mastofauna regional.

Conforme os gráficos de barras empilhadas (Figura 42), observa-se que, proporcionalmente, 42% das espécies registradas no PNI estão enquadradas em alguma categoria de ameaça segundo a lista do Paraná, enquanto na APIB esse valor é de 39%. Pela classificação nacional, os percentuais de espécies ameaçadas ou quase ameaçadas correspondem a 32% no PNI e 29% na APIB. A maior proporção de espécies registradas em ambas as áreas é composta por aquelas classificadas como Pouco Preocupantes (LC), seguidas pelas categorias Vulnerável (VU) e Dados Deficientes (DD).

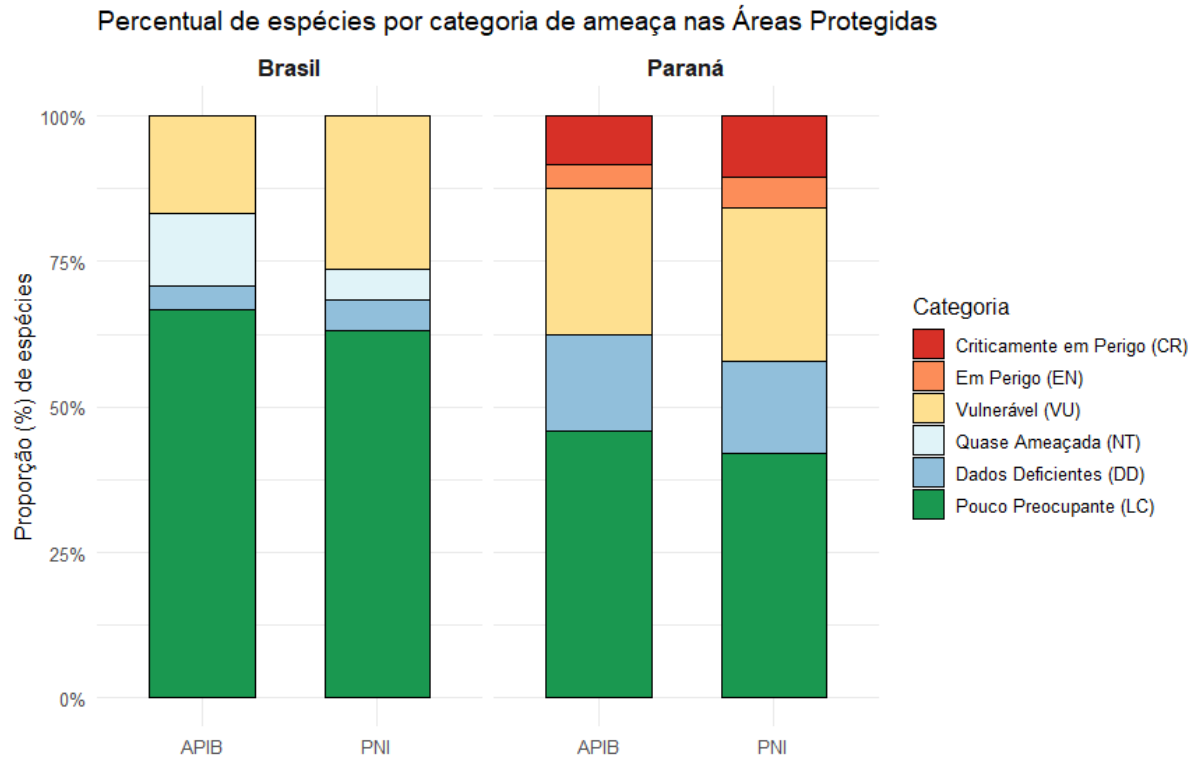


Figura 42 - Percentual de espécies de mamíferos registrados em duas áreas protegidas – Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e Parque Nacional do Iguaçu (PNI) – conforme as categorias de ameaça das listas vermelhas do Brasil e do Estado do Paraná. As categorias consideradas incluem: Pouco Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR). Os valores são expressos como proporção percentual do total de espécies registradas em cada área de proteção, separadamente para cada lista (Brasil à esquerda e Paraná à direita).
 Fonte: Dados do presente estudo, com base nas categorias do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) e na Resolução IAT nº 25/2024).

Além da análise por riqueza de espécies, a Figura 43 apresenta a proporção de registros das armadilhas fotográficas atribuídos a cada categoria de ameaça, segundo as listas vermelhas do Brasil e do Estado do Paraná, com base na abundância relativa observada nas duas áreas protegidas. Essa abordagem permite inferir a dominância ou a representatividade de espécies ameaçadas na composição da fauna registrada.

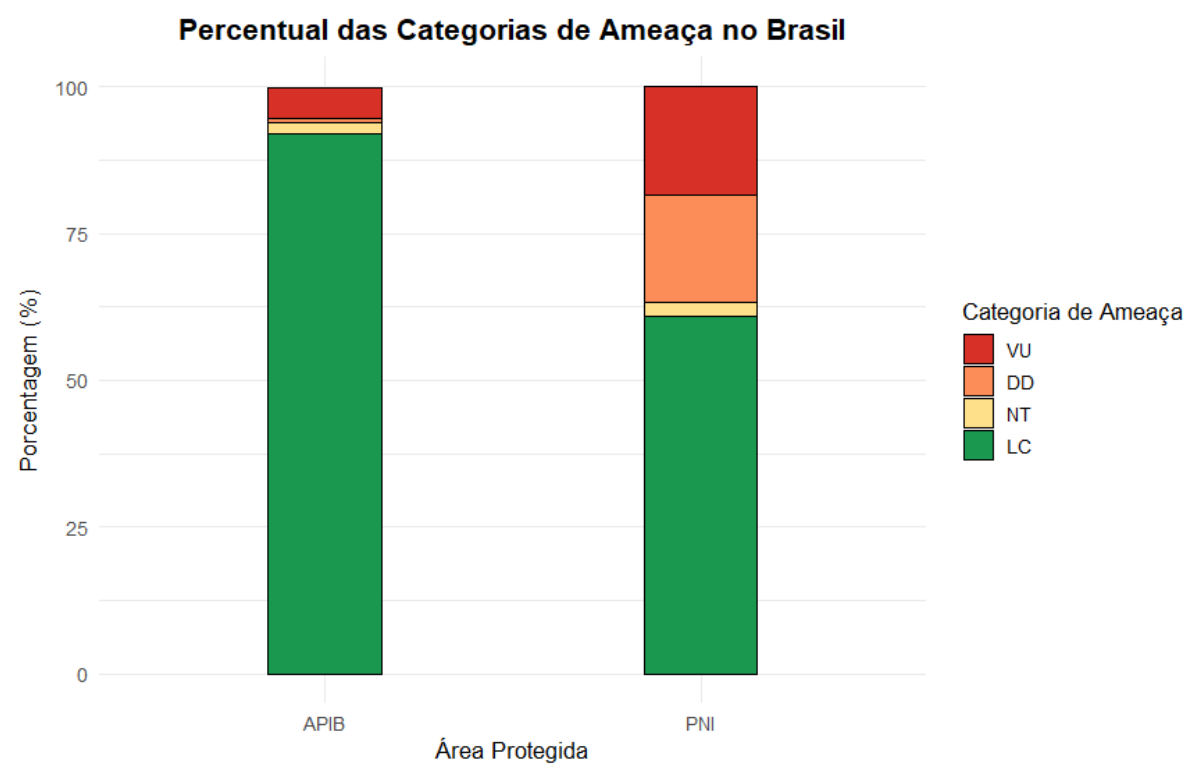
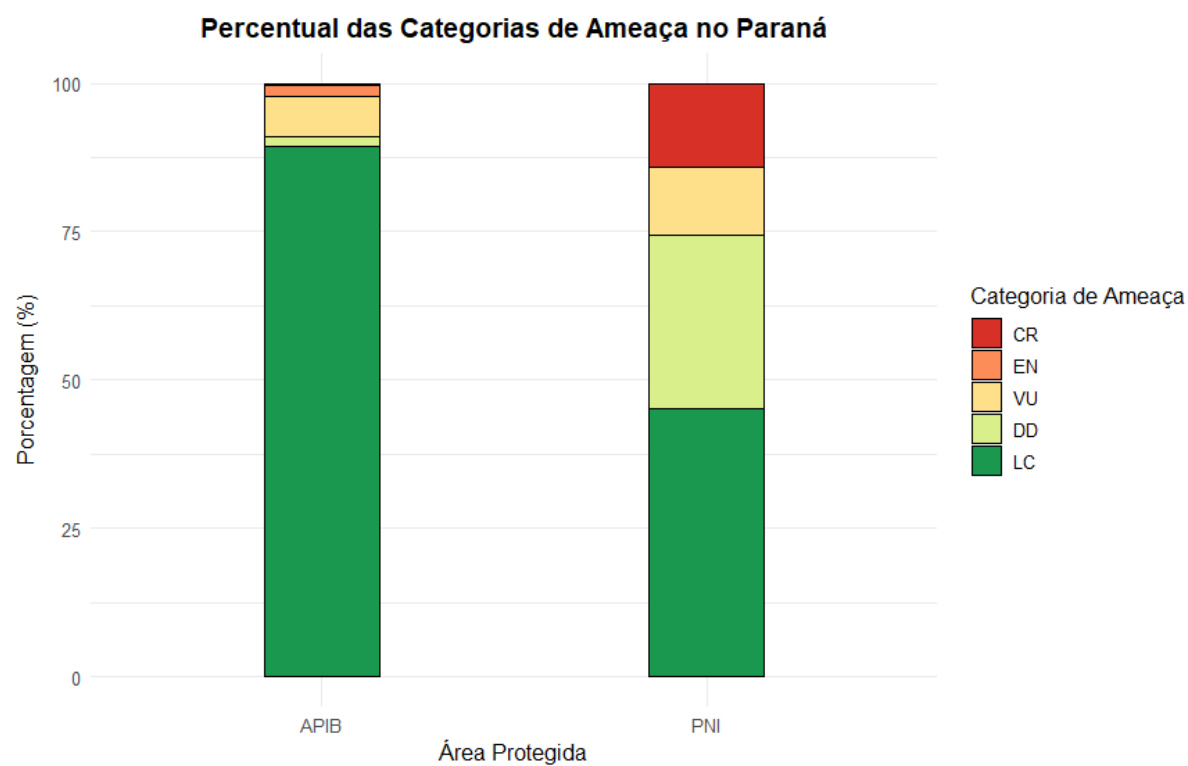


Figura 43 - Proporção de registros fotográficos (abundância relativa) de espécies de mamíferos por categoria de ameaça nas áreas protegidas da Itaipu Binacional (APIB) e no Parque Nacional do Iguaçu

(PNI), conforme as listas vermelhas do Estado do Paraná (acima) e do Brasil (abaixo). Os valores expressam a porcentagem de registros válidos atribuídos a cada categoria: Pouco Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR).

Fonte: Dados do presente estudo, com base nas categorias do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) e na Resolução IAT nº 25/2024.

5.10 ESTRUTURA MULTIVARIADA E ANÁLISE DE SIMILARIDADE

A estrutura da comunidade de mamíferos foi avaliada por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, calculada a partir da abundância relativa de espécies por ponto amostral. A ordenação resultante apresentou stress = 0,172, considerado adequado para a representação bidimensional da dissimilaridade entre os pontos.

Na Figura 44, são apresentados os resultados da ordenação com os pontos agrupados segundo as áreas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (MF01 a MF04) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Os pontos do grupo PNI formaram um agrupamento coeso e relativamente isolado no espaço multivariado, com baixa sobreposição com os demais grupos. Entre as áreas restauradas da APIB, houve sobreposição parcial, com destaque para MF03 e MF04, que se posicionaram mais próximas ao PNI, enquanto MF01 mostrou-se mais distante dos demais grupos, sugerindo composição mais distinta.

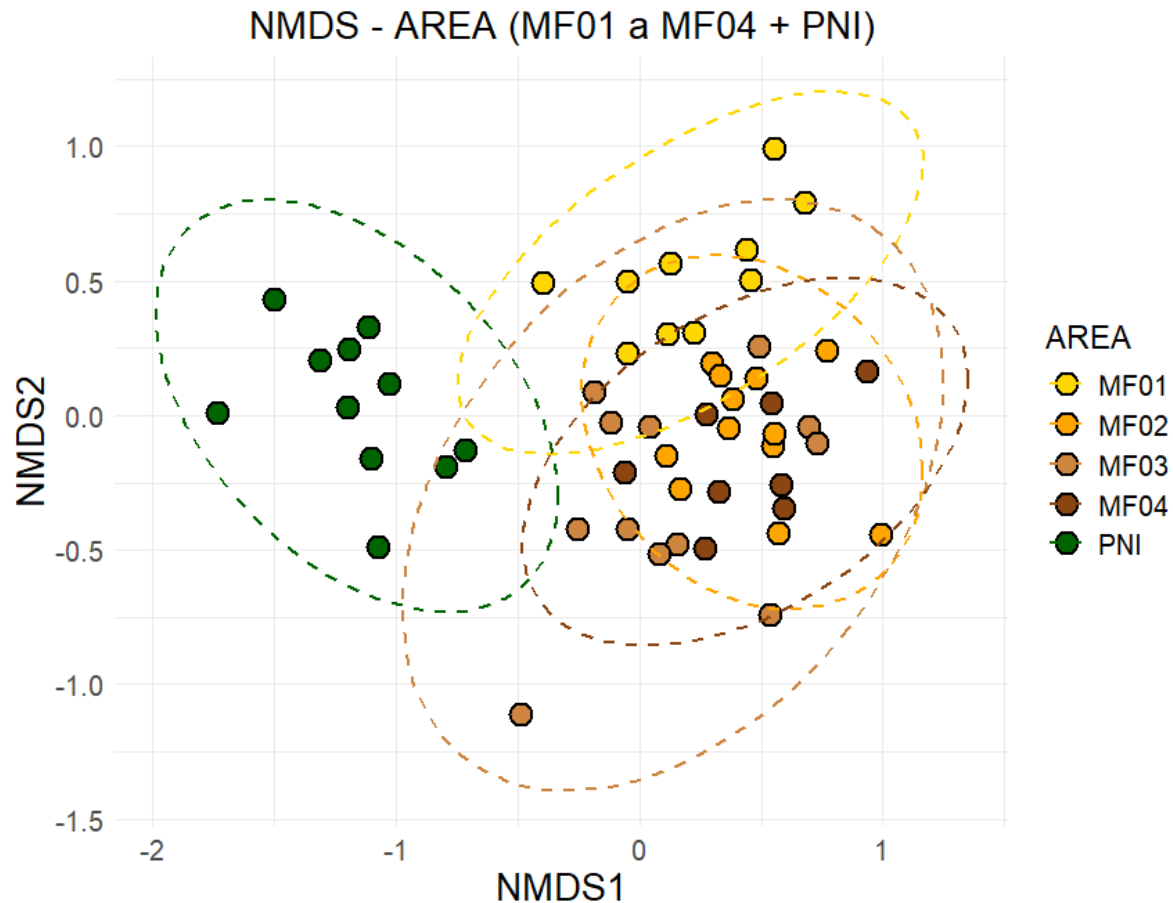


Figura 44 - Ordenação NMDS da comunidade de mamíferos por área amostrada (MF01 a MF04 e PNI), com elipses de confiança de 95%
 Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Na Figura 45, os pontos são organizados conforme as partes longitudinais da paisagem — CORPO, MEIO e PONTA, além do grupo de referência PNI. O grupo PNI novamente apresentou baixa dispersão interna e posicionamento distinto. Entre as partes da APIB, a PONTA se destacou por estar mais próxima do PNI no espaço de ordenação, enquanto os pontos das partes MEIO e CORPO apresentaram maior dispersão e sobreposição entre si, indicando maior heterogeneidade na composição de espécies.

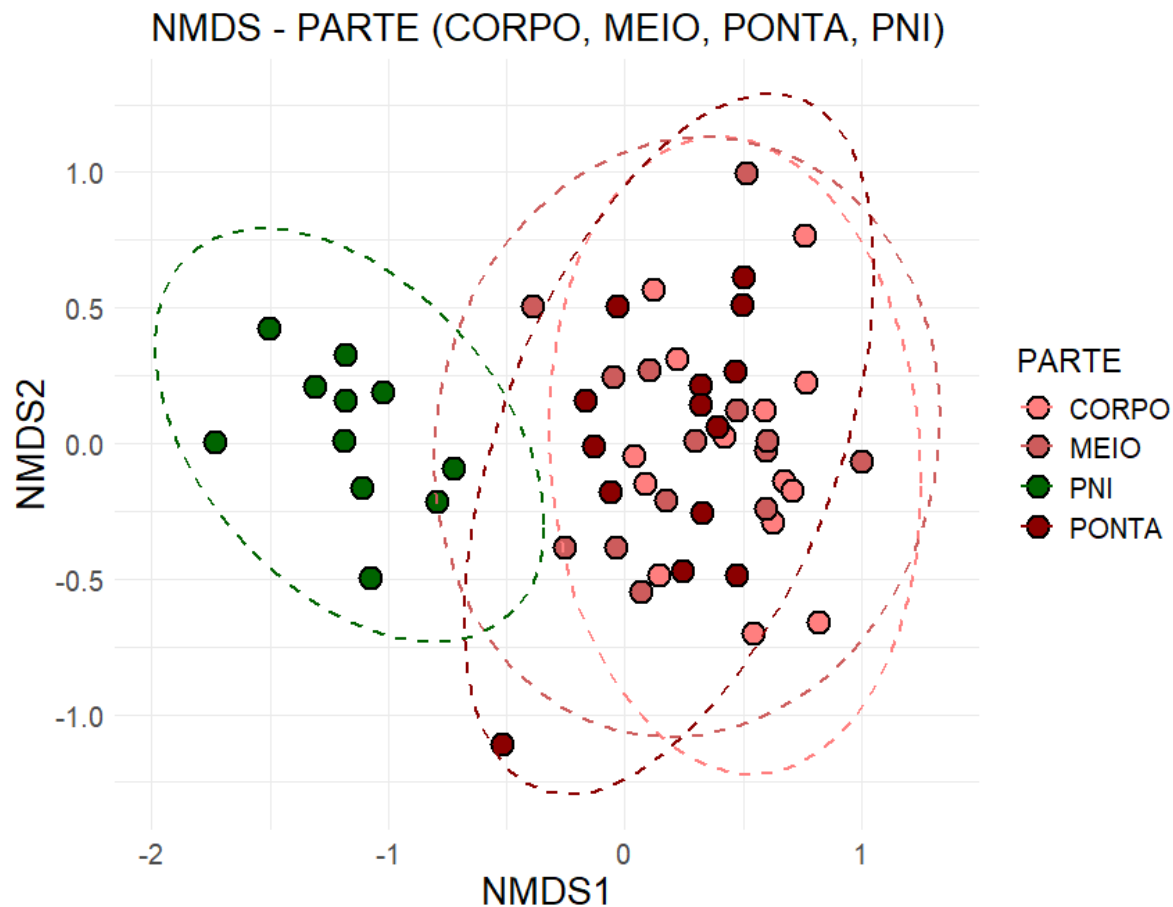


Figure 45- Ordenação NMDS da comunidade de mamíferos por parte da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI), com elipses de confiança de 95%

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

As elipses de confiança (nível de 95%), sobrepostas aos gráficos, reforçam esses padrões, evidenciando diferenciação parcial entre os grupos e sugerindo que a composição da comunidade de mamíferos reflete gradientes espaciais tanto em nível de área amostral quanto de posição na paisagem restaurada.

5.10.1 Comparação da estrutura da comunidade entre grupos amostrais (PERMANOVA)

A estrutura da comunidade de mamíferos foi comparada entre os diferentes grupos amostrais por meio da análise de variância permutacional (PERMANOVA), baseada na matriz de dissimilaridade de Jaccard com 9.999 permutações. Essa abordagem permitiu testar diferenças na composição de espécies entre áreas, partes da

paisagem e área Protegidas, considerando a variação multivariada da presença e ausência de espécies entre os pontos. Antes da aplicação da PERMANOVA, foi verificada a homogeneidade das dispersões multivariadas entre grupos (PERMDISP; Anderson, 2006), utilizando a função *betadisper()* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022). O teste não indicou diferenças significativas nas dispersões ($p > 0,05$), confirmando o atendimento da premissa de homogeneidade e validando a aplicação da PERMANOVA.

Agrupamento por área, a análise de PERMANOVA revelou diferenças estatisticamente significativas na composição de espécies entre as áreas amostradas ($F = 6,89$; $p = 0,0001$; $R^2 = 0,365$), indicando que 36,5% da variação na estrutura da comunidade é explicada pelo fator "Área". O pós-teste pareado indicou que o grupo PNI diferiu significativamente de todas as áreas restauradas (MF01 a MF04), com valores de p ajustado $< 0,001$ e R^2 entre 0,37 e 0,52. Além disso, MF01 também diferiu de MF02, MF03 e MF04. As comparações entre MF02, MF03 e MF04 não apresentaram diferenças significativas após correção (p ajustado $> 0,1$).

Agrupamento por parte da paisagem, entre as partes da Faixa de Proteção e o PNI, também foram observadas diferenças significativas na composição de espécies ($F = 14,71$ a $18,00$; p ajustado $= 0,0006$), com R^2 entre 0,39 e 0,44 para as comparações de cada parte com o PNI. Comparações entre CORPO, MEIO e PONTA não apresentaram diferenças significativas após correção, embora a comparação entre CORPO e PONTA tenha indicado tendência (p bruto $= 0,0367$; p ajustado $= 0,2202$).

Agrupamento por área Protegida, a PERMANOVA também revelou diferença significativa entre os pontos da Área Protegida da Itaipu Binacional (APIB) e os do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), com $F = 19,40$; $p = 0,0001$ e $R^2 = 0,276$. Esse resultado indica que 27,6% da variação na composição das comunidades de mamíferos está associada ao tipo de área protegida, com forte distinção entre áreas restauradas e remanescentes.

Resultados semelhantes foram obtidos ao aplicar a PERMANOVA utilizando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, baseada na abundância relativa de registros por ponto. Apesar dos valores de R^2 ligeiramente inferiores em comparação à matriz de

Jaccard, o padrão geral de significância foi mantido: o PNI se diferenciou significativamente de todas as áreas restauradas (MF01 a MF04), bem como das partes da Faixa de Proteção (CORPO, MEIO e PONTA). As comparações internas entre setores restaurados, como MF02 vs. MF03 ou MEIO vs. PONTA, não apresentaram significância estatística em nenhum dos métodos após correção para múltiplos testes. Esses resultados reforçam a robustez dos padrões identificados, independentemente da métrica de dissimilaridade adotada (Jaccard e Bray-Curtis), e apontam para uma clara distinção na composição das comunidades entre áreas restauradas e o remanescente florestal do Parque Nacional do Iguaçu.

5.10.2 Diversidade beta: turnover e nestedness na composição de espécies

A diversidade beta entre os grupos amostrais foi avaliada com base na decomposição da dissimilaridade de Jaccard em dois componentes: substituição de espécies (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*), conforme proposto por Baselga (2010). Essa abordagem permite compreender se as diferenças entre comunidades se devem à substituição de espécies entre grupos (espécies diferentes em cada local) ou à perda de espécies de um grupo em relação a outro (espécies de um grupo sendo subconjunto do outro). As análises foram realizadas por meio de PERMANOVA com 9.999 permutações, considerando três escalas espaciais: Área (MF01 a MF04 e PNI), Parte (CORPO, MEIO, PONTA e PNI) e Protegida (APIB vs. PNI).

Os resultados indicaram que a substituição de espécies (*turnover*) é o principal componente responsável pela dissimilaridade entre os grupos. As comparações entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e os setores restaurados da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,001$) em todas as escalas, com valores de R^2 geralmente superiores a 0,50, refletindo a existência de comunidades faunísticas distintas. Esses resultados reforçam a ideia de que, apesar da proximidade geográfica e da conectividade florestal estrutural, há baixa sobreposição de espécies entre a unidade de conservação e as áreas restauradas da Itaipu Binacional.

Por outro lado, a análise do componente de *nestedness* revelou ausência de padrão de aninhamento entre os grupos. Os valores de R^2 foram próximos de zero ou

negativos, e os valores de F também foram negativos ou muito baixos, com p-valores elevados ($p > 0,19$ em todos os casos). Isso indica que as comunidades presentes nas áreas restauradas da APIB não representam um subconjunto empobrecido da fauna do PNI, mas sim conjuntos alternativos de espécies, com diferenças qualitativas marcantes na composição. De forma geral, os resultados demonstram que a diversidade beta observada entre as comunidades de mamíferos das áreas protegidas é explicada quase exclusivamente por substituição de espécies, e não por aninhamento.

A decomposição da diversidade beta entre as quatro áreas restauradas da APIB (MF01 a MF04) revelou um valor total de dissimilaridade (β_{jac}) de 0,451. O componente de substituição de espécies (turnover, β_{jtu}) foi responsável por 0,286, enquanto o componente de aninhamento (nestedness, β_{jne}) contribuiu com 0,166. Esses resultados indicam que, embora a substituição de espécies predomine na diferenciação entre as áreas, há também um componente relevante de aninhamento, refletindo gradientes de riqueza ou inclusão hierárquica de espécies entre as diferentes porções da APIB.

A decomposição da diversidade beta entre as três porções da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (CORPO, MEIO e PONTA) revelou um padrão semelhante ao observado entre as áreas e protegidas, com a substituição de espécies (turnover) representando o componente predominante. O valor total da diversidade beta entre as partes foi de $\beta_{jac} = 0,429$, sendo $\beta_{jtu} = 0,273$ (63,6% do total) e $\beta_{jne} = 0,156$ (36,4%).

Esses resultados sugerem que, embora as três partes compartilhem uma base comum de espécies, existe uma proporção considerável de substituição faunística entre elas, o que reforça a ideia de heterogeneidade interna da APIB em termos de composição da comunidade de mamíferos. A presença de nestedness em menor grau ($\beta_{jne} = 0,156$) indica também que parte das diferenças pode ser explicada por empobrecimento local em algumas porções, possivelmente em função da distância ao núcleo conservado (PNI) ou da variação na estrutura da vegetação.

A decomposição da diversidade beta entre as área Protegidas revelou que a substituição de espécies (turnover) foi o principal componente das diferenças observadas na composição da mastofauna entre a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e

o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). O valor total da diversidade beta (β_{jac}) foi de 0,567, sendo 0,480 atribuível ao turnover e apenas 0,087 ao componente de aninhamento (nestedness).

Esse resultado indica que as comunidades de mamíferos presentes nas duas áreas protegidas são distintas entre si, não havendo predominância de um padrão de empobrecimento gradual (nestedness), mas sim de diferenças reais na composição específica, sugerindo a ocorrência de espécies exclusivas ou substituições marcantes entre os locais

5.11 ESPÉCIES INDICADORAS DOS GRUPOS PROTEGIDOS (INDVAL)

A análise de Valor Indicador (IndVal) permitiu identificar 13 espécies de mamíferos com associação significativa ($p < 0,05$) a um dos dois grupos amostrados: a Área Protegida de Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI). A força da associação foi classificada em três categorias: forte ($\text{IndVal} \geq 0,7$), moderada ($0,5 \leq \text{IndVal} < 0,7$) e fraca ($\text{IndVal} < 0,5$).

No total, 9 espécies apresentaram associação forte, 3 moderada e 1 fraca. O grupo com maior número de espécies indicadoras foi o PNI, com 11 espécies significativamente associadas, enquanto a APIB apresentou 2 espécies.

Entre as espécies indicadoras da APIB, destacaram-se *Didelphis albiventris* ($\text{IndVal} = 0,886$) e *Cerdocyon thous* ($\text{IndVal} = 0,819$), ambas com associação forte, indicando preferência por ambientes restaurados ou antropizados.

Já no grupo PNI, as espécies com associação forte foram *Mazama rufa* (1,000), *Dasyprocta azarae* (0,990), *Tapirus terrestris* (0,953), *Leopardus pardalis* (0,896), *Mazama nana* (0,853), *Sylvilagus brasiliensis* (0,790) e *Didelphis aurita* (0,739). As associações moderadas incluíram *Puma concolor* (0,623), *Panthera onca* (0,603) e *Eira barbara* (0,578). A única espécie com associação significativa, porém fraca, foi *Pecari tajacu* ($\text{IndVal} = 0,426$), ainda assim indicando maior ocorrência no PNI.

Table 8 - Espécies de mamíferos com associação significativa ($p < 0,05$) a um dos grupos amostrados, segundo o Índice de Valor Indicador (IndVal), com indicação do valor do índice, grupo indicador e força da associação.

Espécie	Grupo Indicador	Valor IndVal	p-valor	Força da Associação
<i>Didelphis albiventris</i>	APIB	0.886	0.001	forte
<i>Cerdocyon thous</i>	APIB	0.819	0.004	forte
<i>Mazama rufa</i>	PNI	1.0	0.001	forte
<i>Dasypsecta azarae</i>	PNI	0.99	0.001	forte
<i>Tapirus terrestris</i>	PNI	0.953	0.001	forte
<i>Leopardus pardalis</i>	PNI	0.896	0.001	forte
<i>Mazama nana</i>	PNI	0.853	0.001	forte
<i>Sylvilagus_brasiliensis</i>	PNI	0.79	0.001	forte
<i>Didelphis aurita</i>	PNI	0.739	0.001	forte
<i>Puma concolor</i>	PNI	0.623	0.02	moderada
<i>Panthera onca</i>	PNI	0.603	0.001	moderada
<i>Eira barbara</i>	PNI	0.578	0.028	moderada
<i>Pecari tajacu</i>	PNI	0.426	0.046	fraca

Fonte: Elaborado pelo Autor(2025)

Além das espécies significativamente indicadoras ($p < 0,05$), a análise de IndVal também permite observar padrões de associação que, embora não significativos, oferecem insights ecológicos relevantes. Ao considerar todas as espécies com valor de IndVal positivo, foram associadas 13 espécies ao grupo APIB, 12 ao grupo PNI, e 5 espécies não apresentaram associação clara com nenhum dos grupos.

Tabela 9 - Espécies de mamíferos classificadas por grupo de associação na análise de Valor Indicador (IndVal), incluindo aquelas associadas à APIB, ao PNI e aquelas sem associação atribuída

Espécies associadas ao APIB	Espécies associadas ao PNI	Espécies sem associação
<i>Didelphis albiventris</i>	<i>Mazama rufa</i>	<i>Dasypus novemcinctus</i>
<i>Cerdocyon thous</i>	<i>Dasyprocta azarae</i>	<i>Nasua nasua</i>
<i>Leopardus wiedii</i>	<i>Tapirus terrestris</i>	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>
<i>Leopardus guttulus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Procyon cancrivorus</i>
<i>Sapajus nigritus</i>	<i>Mazama nana</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>
<i>Tamandua tetradactyla</i>	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	
<i>Lontra longicaudis</i>	<i>Didelphis aurita</i>	
<i>Cabassous tatouay</i>	<i>Puma concolor</i>	
<i>Galictis cuja</i>	<i>Panthera onca</i>	
<i>Myocastor coypus</i>	<i>Eira barbara</i>	
<i>Alouatta caraya</i>	<i>Pecari tajacu</i>	
<i>Coendou spinosus</i>	<i>Cuniculus paca</i>	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>		

Fonte: Elaborado pelo autor com base em dados do presente estudos (2025).

5.11.1 Análise de contribuição de espécies (SIMPER)

Complementarmente, a análise SIMPER foi utilizada para identificar quais espécies mais contribuíram para a dissimilaridade na composição de mamíferos entre APIB e PNI. As dez espécies com maior contribuição explicaram 80,5% da dissimilaridade total entre os grupos.

Tabela 10 - Espécies de mamíferos que mais contribuíram para a dissimilaridade na composição das comunidades entre a APIB e o PNI, segundo a análise SIMPER. Inclui as médias de abundância por grupo e a contribuição percentual acumulada das dez espécies mais relevantes.

Espécie	Abundância Média(PNI)	Abundância Média(APIB)	Contribuição (%)	Acumulada (%)
<i>Dasyprocta azarae</i>	25,91	0,55	20,9	20,9
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	12,91	0,26	10,2	31,1
<i>Tapirus terrestris</i>	9,55	0,00	9,3	40,4
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1,18	10,98	10,0	50,4
<i>Mazama rufa</i>	7,18	0,00	7,9	58,3
<i>Didelphis albiventris</i>	0,00	9,90	9,2	67,5
<i>Nasua nasua</i>	0,55	4,07	4,0	71,5
<i>Mazama nana</i>	2,63	0,00	3,4	74,9
<i>Cerdocyon thous</i>	0,09	2,98	3,1	78,0
<i>Puma concolor</i>	1,36	1,33	2,5	80,5

Fonte: Elaborado pelo autor com base em dados do presente estudos (2025).

As três espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade observada foram *Dasyprocta azarae* (20,9%), *Sylvilagus brasiliensis* (10,2%) e *Tapirus terrestris* (9,3%), todas com abundância muito superior no PNI. Esse padrão sugere maior associação a ambientes florestais contínuos e menos perturbados.

Por outro lado, *Dasypus novemcinctus* e *Didelphis albiventris* mostraram abundância maior na APIB (10,0% e 9,2% de contribuição, respectivamente), indicando possível adaptação a ambientes restaurados ou modificados.

Espécies como *Nasua nasua*, *Cerdocyon thous* e *Puma concolor* apresentaram ocorrência em ambas as áreas, porém com proporções distintas. Já *Mazama rufa* e *Mazama nana* foram exclusivas do PNI, reforçando o papel desta unidade como área-fonte para espécies sensíveis.

Esses resultados reforçam a importância de considerar a composição de espécies dominantes e exclusivas ao interpretar a efetividade da restauração ecológica e a conectividade funcional entre áreas protegidas.

5.12 PRESENÇA DE CÃES DOMÉSTICOS

A presença de cães domésticos foi registrada exclusivamente nas áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), não havendo qualquer registro no interior do Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Essa ausência reforça o caráter isolado e protegido do remanescente florestal do PNI, em contraste com a influência antrópica ainda presente nas margens do reservatório de Itaipu.

Dos 42 pontos amostrados na APIB, 29 pontos (69,0%) apresentaram pelo menos um registro de cão doméstico. O ponto MF0208, localizado na porção MEIO da área MF02, concentrou o maior número absoluto de cães, com 59 registros, representando cerca de um terço de todos os cães registrados na APIB.

Ao analisar os dados por parte da paisagem, observa-se que o MEIO concentrou a maior quantidade total de cães (100 indivíduos) e a maior média por ponto (7,1 cães/ponto), seguido por PONTA (55 cães; 3,9/ponto) e CORPO (30 cães; 2,1/ponto) (Figura 47). Nenhum cão foi registrado nos 11 pontos do PNI.

Na análise por área amostrada, a MF02 destacou-se com o maior número total (103 cães) e média por ponto (8,6/ponto), seguida por MF03 (51 cães; 4,2/ponto), MF04 (23 cães; 2,9/ponto) e MF01 (8 cães; 0,8/ponto) (Figura 46). Esses resultados revelam uma distribuição espacial heterogênea da presença de cães ao longo da APIB.

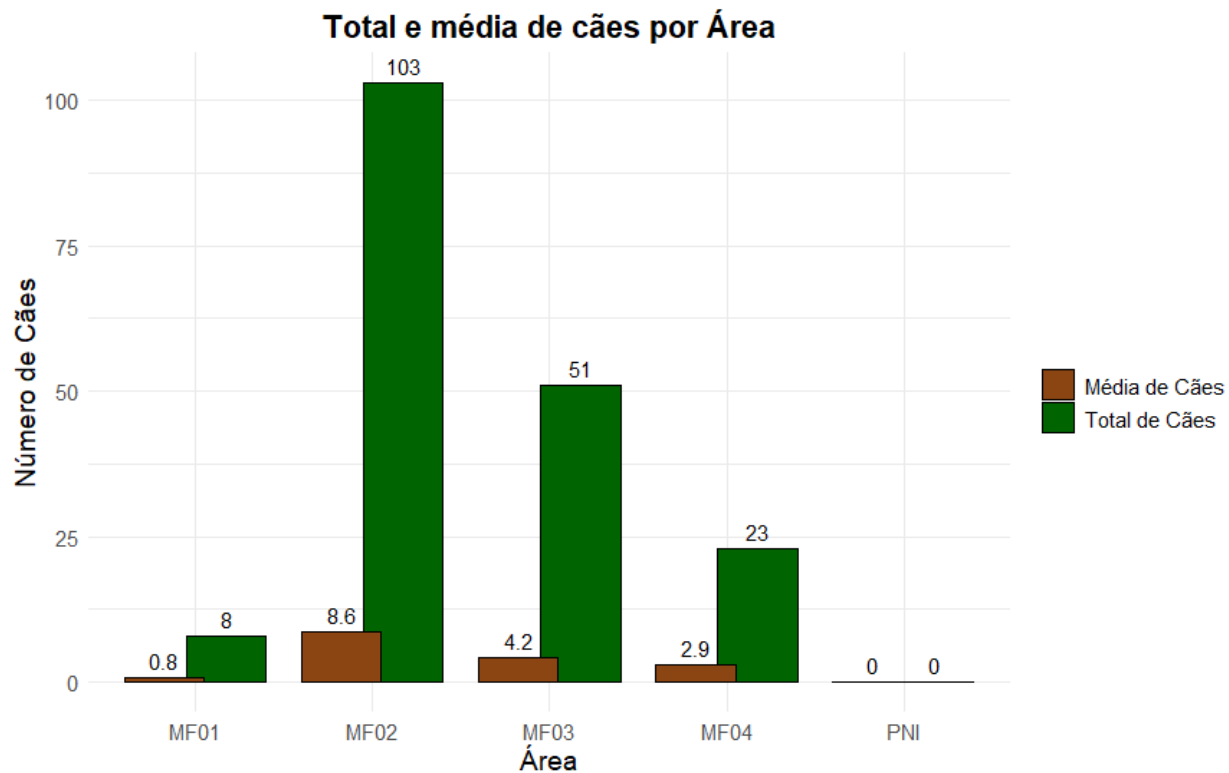


Figura 46 -Total e média de cães domésticos registrados por área amostrada (MF01, MF02, MF03, MF04 e PNI). As colunas verdes representam o total de cães registrados por área; as colunas marrons indicam a média de cães por ponto amostral em cada área

Fonte: Elaborado pelo autor com base em dados do presente estudo (2025).

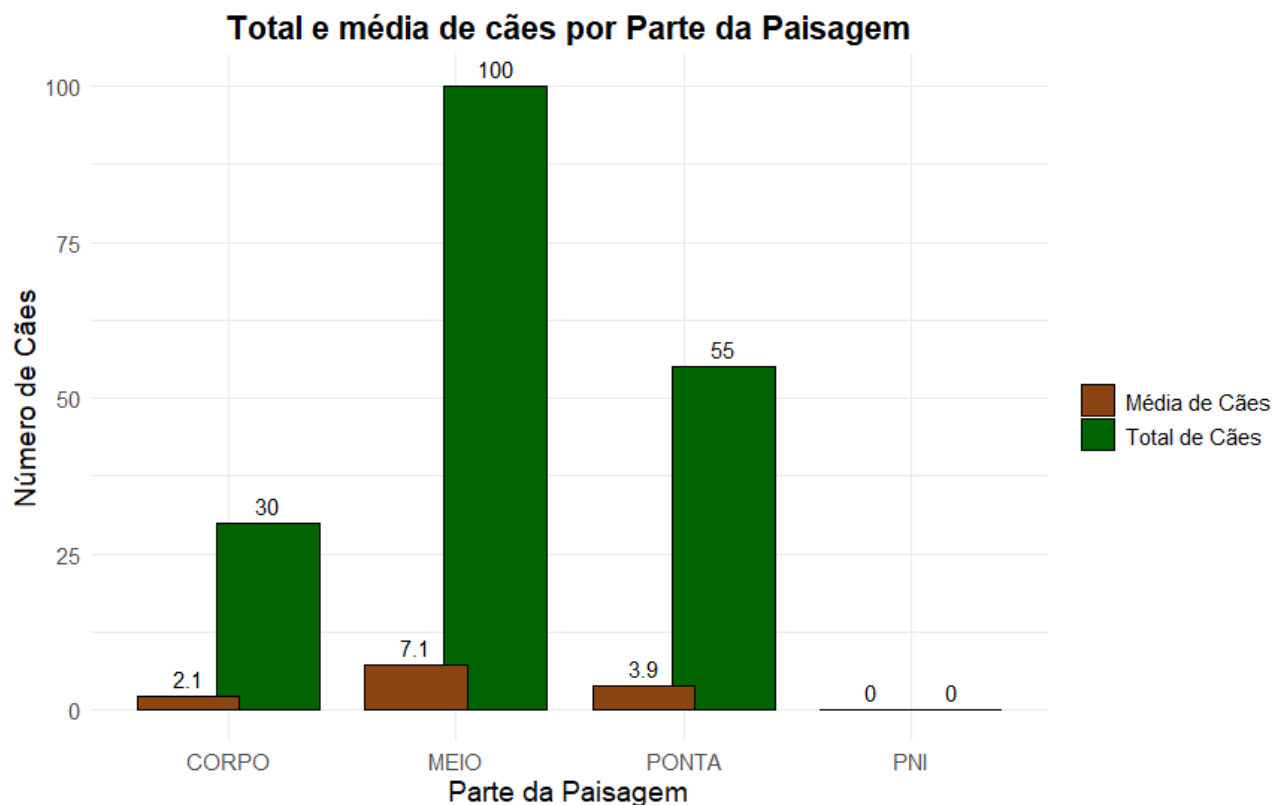


Figura 47 -Total e média de cães domésticos registrados por parte da paisagem (CORPO, MEIO, PONTA e PNI). As colunas verdes representam o total de cães registrados por parte; as colunas marrons indicam a média de cães por ponto amostral em cada parte da paisagem

Fonte: Elaborado pelo autor com base em dados do presente estudo (2025).

5.13 CARACTERIZAÇÃO SOCIOAMBIENTAL E ESTRUTURAL DO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE

A caracterização territorial apresentada nesta seção refere-se ao COR-SFF (Corredor São Francisco Falso – Proposto), delimitado a partir de um modelo de conectividade estrutural desenvolvido por Tambosi *et al.* (2024). O modelo considera a cobertura florestal remanescente e a distância entre fragmentos florestais como variáveis principais para estimar o potencial de conectividade funcional entre as paisagens. Com base nesses parâmetros, foi identificado o caminho de menor custo para o deslocamento de mamíferos terrestres entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e a Faixa de Proteção

da Itaipu Binacional (APIB), resultando em uma linha central imaginária que representa o eixo idealizado do corredor.

Ressalta-se que o COR-SFF ainda não possui formalização legal, tratando-se de uma estrutura funcional potencial, orientada por critérios ecológicos e biofísicos. Para a caracterização socioambiental apresentada neste item, foi delimitada uma faixa de 2 km de largura centrada sobre o traçado modelado — equivalente a um raio de 1 km para cada lado da linha central. Esse recorte espacial foi utilizado como base para a análise integrada de atributos bióticos, abióticos e antrópicos, a partir de dados geoespaciais reunidos e organizados pelo Núcleo de Inteligência Territorial (NIT), fruto do convênio entre a Itaipu Binacional e a Fundação Itaipu-Parquetec, em conjunto com instituições públicas como o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), a Agência de Defesa Agropecuária do Paraná (ADAPAR), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e o projeto MapBiomas (2023).

O traçado total do COR-SFF possui aproximadamente 95 km de extensão linear, conectando diretamente os limites do PNI à APIB. O modelo de conectividade apresenta uma bifurcação interna, por meio da qual o fluxo potencial se direciona prioritariamente à porção MF03, embora também se aproxime de áreas restauradas da MF02. A faixa de 2 km de largura utilizada para a caracterização corresponde a uma área total de 190,14 km², na qual foram conduzidas as análises de uso da terra, estrutura fundiária, cobertura vegetal, relevo e conectividade funcional.

5.13.1 Estrutura fundiária e uso da terra

A área do corredor proposto (COR-SFF) abrange 190,14 km², ao longo da qual foram identificadas 450 propriedades rurais, conforme a camada *v_propriedades_corredor_biodiversidade* (SICAR, 2025). Desse total, 104,56 km² estão registradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR), enquanto 85,58 km² permanecem sem cadastro, o que corresponde a 45% da área total do corredor.

A distribuição das propriedades por faixas de tamanho em km² é apresentada a seguir:

- **0,00 a 0,05 km²**: 87 propriedades (19,3%);
- **0,05 a 0,10 km²**: 100 propriedades (22,2%);
- **0,10 a 0,30 km²**: 193 propriedades (42,9%);
- **0,30 a 1,00 km²**: 50 propriedades (11,1%);
- **1,00 a 4,00 km²**: 13 propriedades (2,9%);
- **4,00 a 35,00 km²**: 7 propriedades (1,6%).

Com base no módulo fiscal da região, estimado em 20 hectares (0,20 km²), as propriedades foram também categorizadas por faixa de módulos fiscais:

- **Até 4 módulos fiscais (0 a 0,8 km²)**: 326 propriedades (72,4%);
- **Entre 4 e 15 módulos (0,8 a 3,0 km²)**: 96 propriedades (21,3%);
- **Entre 15 e 100 módulos (3,0 a 20,0 km²)**: 26 propriedades (5,8%);
- **Acima de 100 módulos (>20,0 km²)**: 2 propriedades (0,4%).

De acordo com a classificação fundiária do INCRA, isso corresponde às seguintes categorias:

- **Pequenas propriedades** (até 4 módulos): 326 propriedades (72,4%);
- **Médias propriedades** (entre 4 e 15 módulos): 96 propriedades (21,3%);
- **Grandes propriedades** (acima de 15 módulos): 28 propriedades (6,2%).

A análise do uso e cobertura do solo, baseada nos dados do MapBiomias (2023) com resolução espacial de 10 metros (camada usos_mapbiomas_2023_bp3), revela que a classe “Formação Florestal” representa a maior cobertura individual do território, ocupando 84,4 km², o que corresponde a 44,39% da área total. As demais categorias apresentam as seguintes extensões:

- **Formação Florestal**: 84,4 km² (44,39%);
- **Lavoura Temporária**: 41,42 km² (21,79%);
- **Mosaico Agropecuário**: 34,55 km² (18,17%);
- **Pastagens**: 22,3 km² (11,73%);
- **Silvicultura**: 7,2 km² (3,79%);
- **Áreas urbanas e não vegetadas**: 4,9 km² (2,58%).

Foram identificadas áreas urbanas inseridas no corredor, principalmente nas cidades do municípios de Céu Azul e Missal.

O corredor também abriga duas Terras Indígenas, ambas integralmente contidas na porção central da faixa de análise:

- **Terra Indígena Itamarã:** 0,95 km²;
- **Terra Indígena Nhatetê:** 0,61 km².

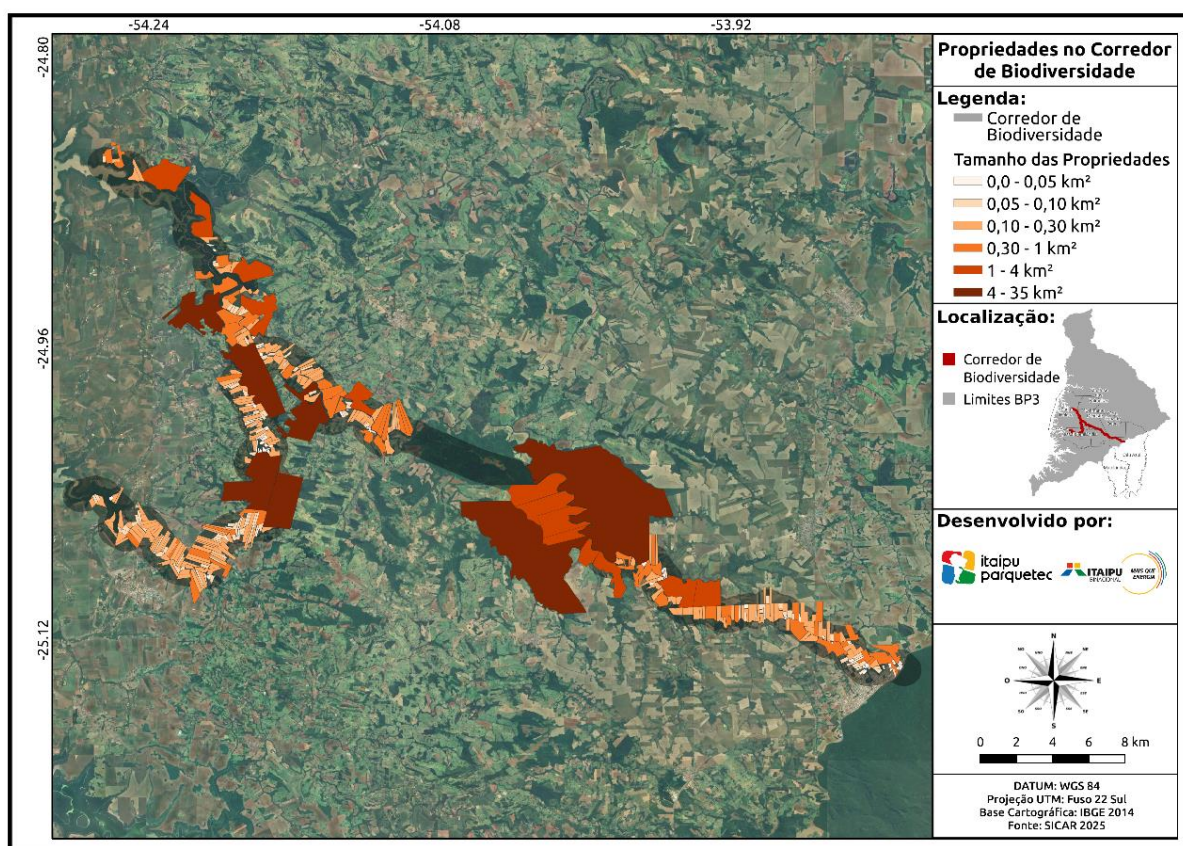


Figura 48 - Distribuição e tamanho das propriedades ao longo do corredor
Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec NIT, 2025; SICAR, 2025.

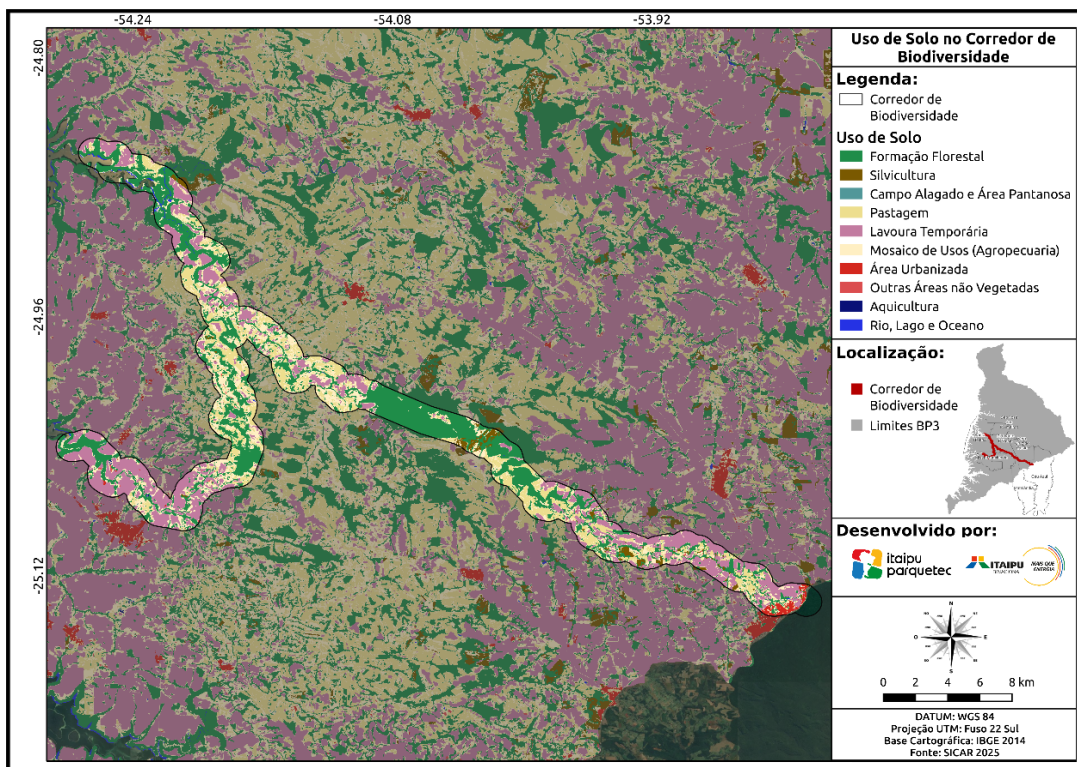


Figura 49 - Mapa de uso e cobertura da terra no corredor
Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec, NIT, 2025; MapBiomias, 2023.

Uso e cobertura do solo do corredor COR-SFF (buffer 2km)

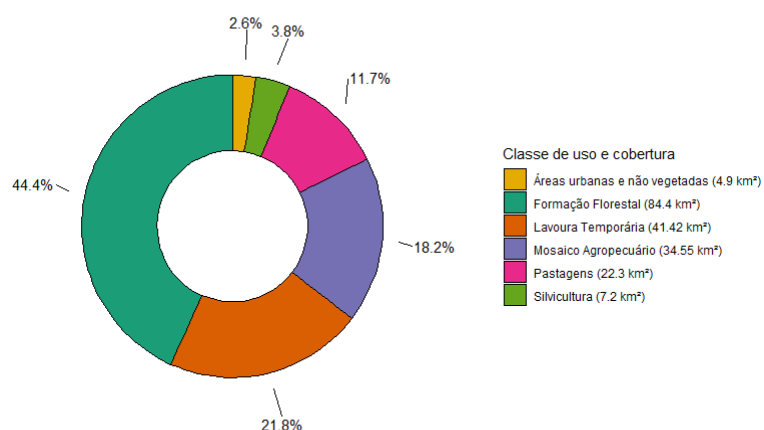


Figura 50 - Proporções de Uso e cobertura do solo nas áreas do corredor COR-SFF
Fonte: MapBiomias, 2023, elaborado pelo próprio autor, 2025

5.13.2 Atividades produtivas e pressão antrópica

A caracterização das atividades produtivas no interior do Corredor São Francisco Falso (COR-SFF) baseou-se em mapas temáticos elaborados a partir de dados da Agência de Defesa Agropecuária do Paraná (ADAPAR, 2025) e do Núcleo de Inteligência Territorial (NIT, 2021). As informações revelam forte presença de atividades agropecuárias, com destaque para a pecuária bovina, a suinocultura, a avicultura e a piscicultura. A distribuição espacial das atividades é descrita conforme segue:

- **Pecuária bovina:** apresenta ampla cobertura territorial, com predominância nas porções intermediárias do corredor, próximos a bifurcação e direção a MF02 ocupando áreas de pastagens ou mosaicos agropecuários;
- **Suinocultura e avicultura:** concentram-se preferencialmente nas bordas do corredor e em zonas de transição entre áreas agrícolas e núcleos urbanos;
- **Piscicultura:** distribuída de forma mais dispersa, com concentração na conexão com MF02 associada à presença de corpos hídricos, represas e canais de irrigação.

Essas atividades estão distribuídas ao longo da faixa de 2 km de largura que compõe o COR-SFF, sendo compatíveis com o padrão de uso da terra anteriormente descrito. As Figuras 51 a 53 ilustram a distribuição espacial das principais cadeias produtivas registradas.

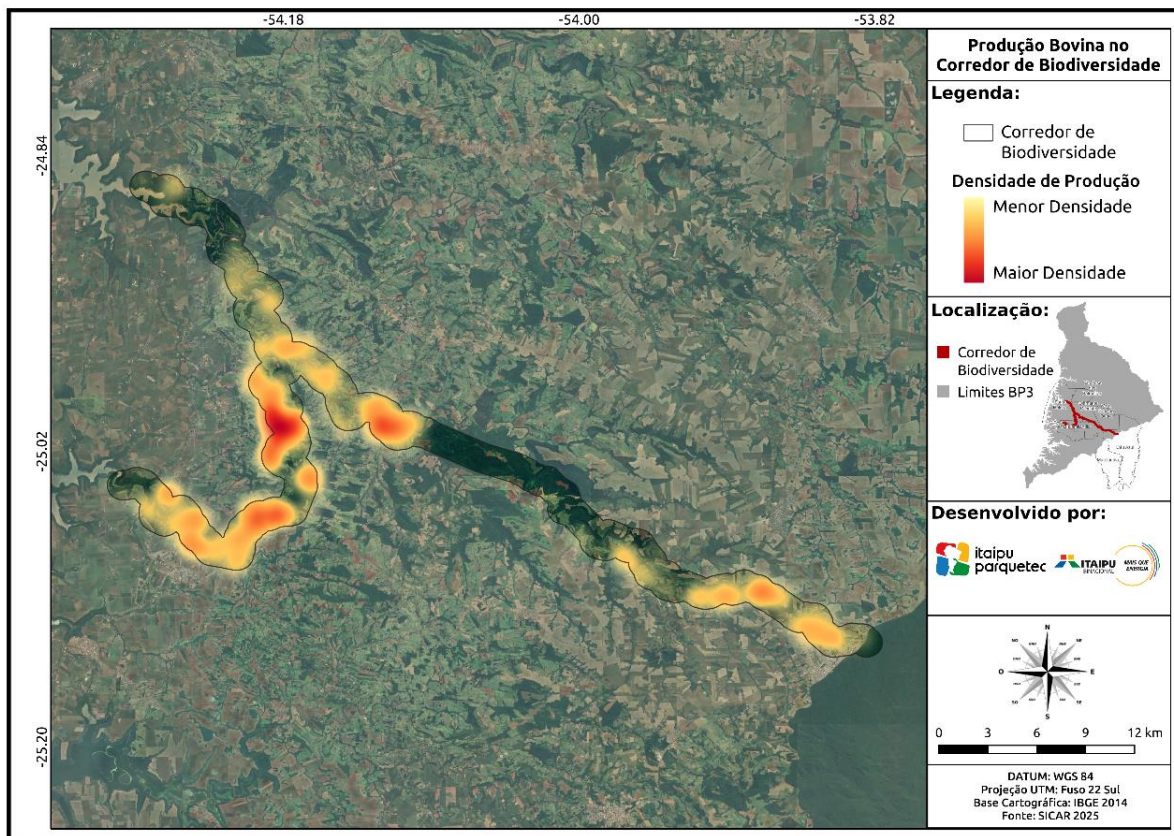


Figura 51 - Mapa de calor para produção bovina no COR-SFF.
 Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec, NIT, 2025; ADAPAR, 2025.

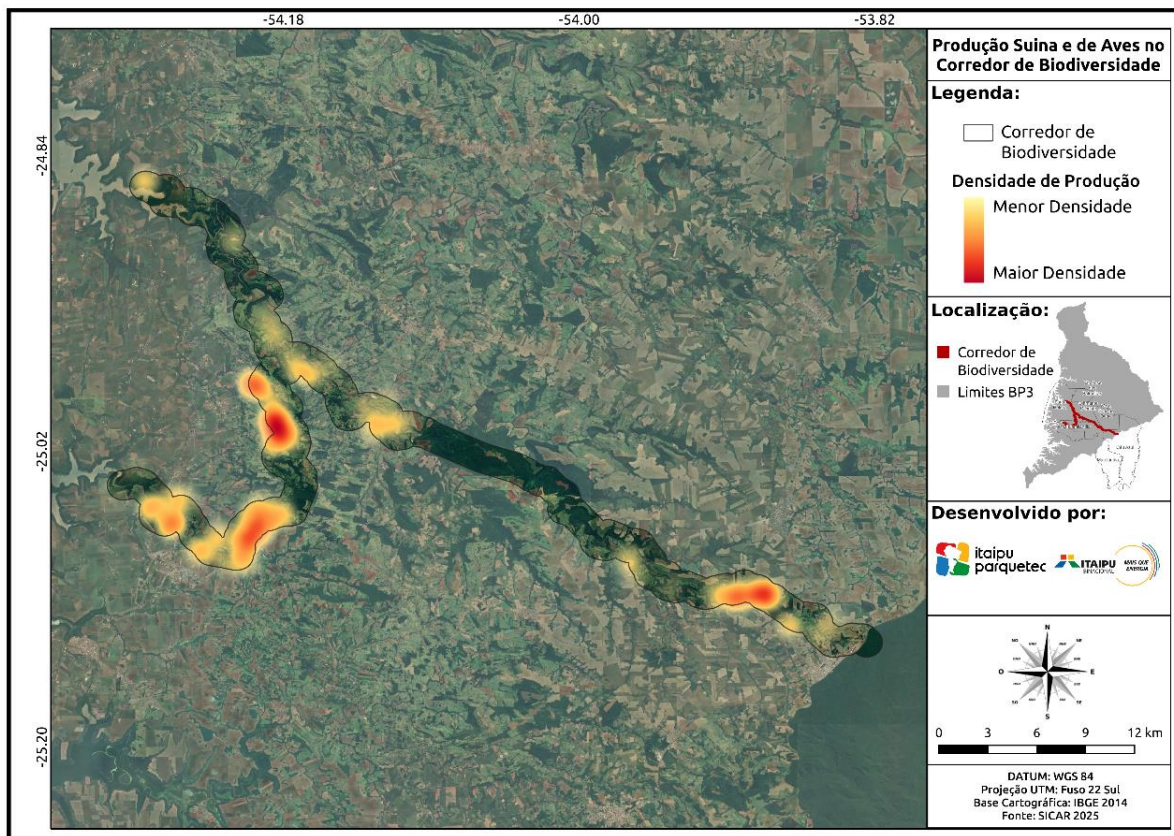


Figura 52 -Mapa de calor para produção suinícola e avícola no COR-SFF.

Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025.NIT, 2021

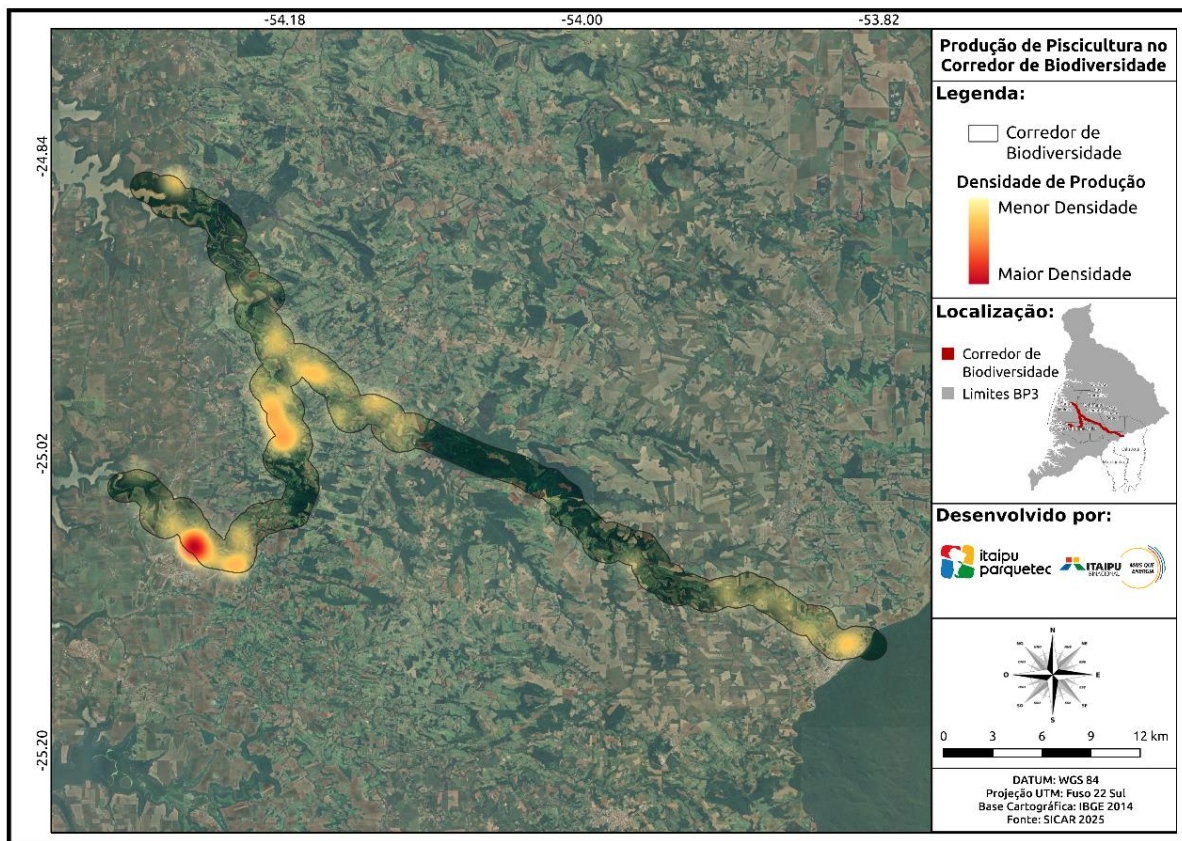


Figura 53 - Mapa da piscicultura no COR-SFF.
 Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; NIT, 2021.

5.13.3 Áreas protegidas: APPs e Reservas Legais

A caracterização das áreas protegidas no interior do Corredor São Francisco Falso (COR-SFF) foi realizada com base nas camadas geoespaciais disponibilizadas pelo SICAR (2025), MapBiomias (2023) e IBGE (2025). A análise identificou os seguintes quantitativos:

- **Reserva Legal (RL):** 29,8 km², é a área total de reservas legais que possuem parte no corredor, a área de reserva legal de ocupação real do corredor é de 16,86 km², o que representa 8,87% da área total de COR-SFF. Este valor corresponde à soma da totalidade das áreas de RL declaradas dentro do buffer analisado, incluindo trechos que extrapolam seus limites diretos, mas que estão inseridos no raio de influência territorial. Essa extensão se aproxima do total de áreas

florestadas no interior do corredor, indicando alta sobreposição entre RLs e os remanescentes de vegetação nativa;

- **Áreas de Preservação Permanente (APPs):** 45,36 km², a área total de APP possuem parte no corredor, a área de APP de ocupação real do corredor é de 16,86 km², equivalentes a 9,46% da área do corredor. Essa área representa a extensão exigida por lei para proteção permanente, especialmente em margens de cursos d'água, 30 metros das margens e 50 metros das nascentes. Ressalta-se, contudo, que nem toda essa área está necessariamente recoberta por vegetação nativa.
- **Formação Florestal Total (RL + APP + demais remanescentes na área COR-SFF):** 84,4 km², correspondente a 44,39% da área do corredor proposto;
- **Área florestal diretamente conectadas no entorno (buffer externo de 2 km):** 198,05 km², considerando a vegetação remanescente e restaurada em fragmentos externos ao corredor, mas estruturalmente conectáveis a ele por 10 metros.

A sobreposição espacial entre essas categorias é representada nos mapas a seguir, permitindo a identificação de zonas com maior concentração de vegetação protegida e de trechos mais frágeis, carentes de conectividade ou de ações de restauração.

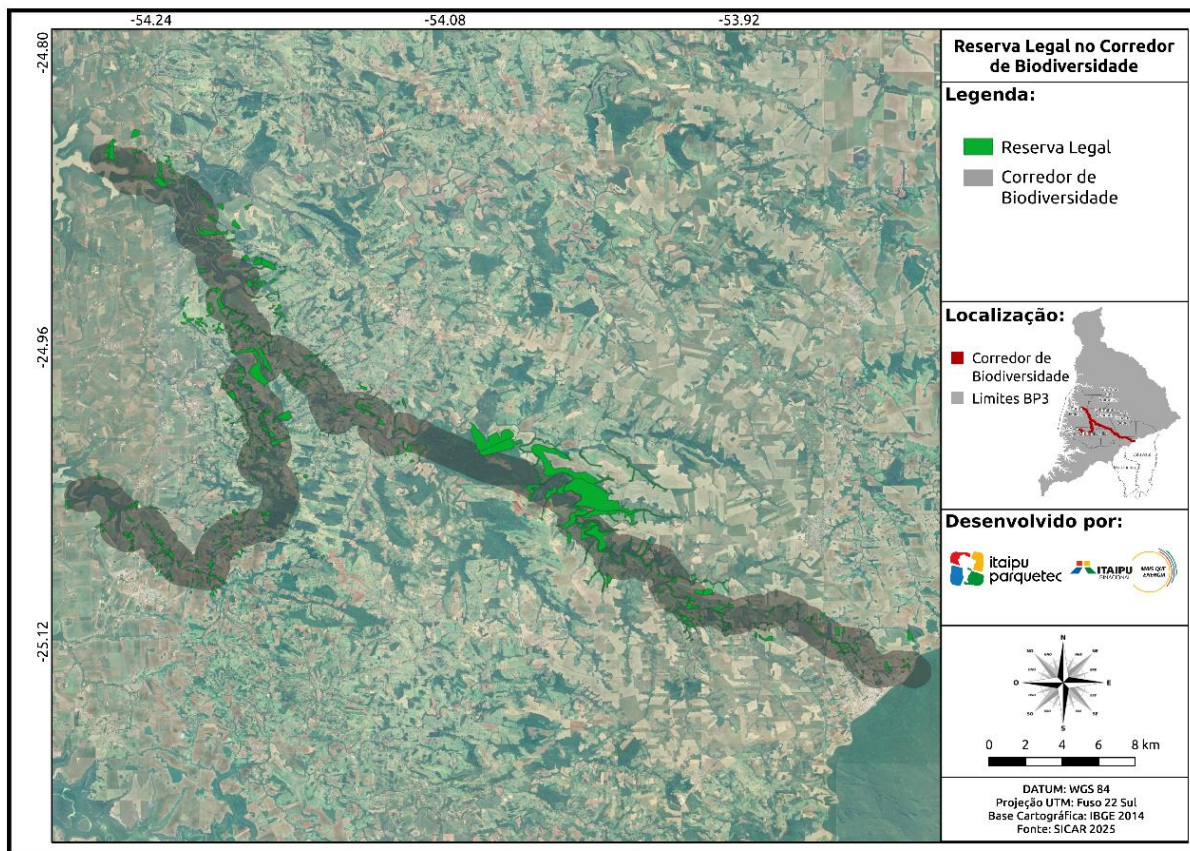


Figura 54 - Mapa das Reservas Legais no corredor
 Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; SICAR, 2025.

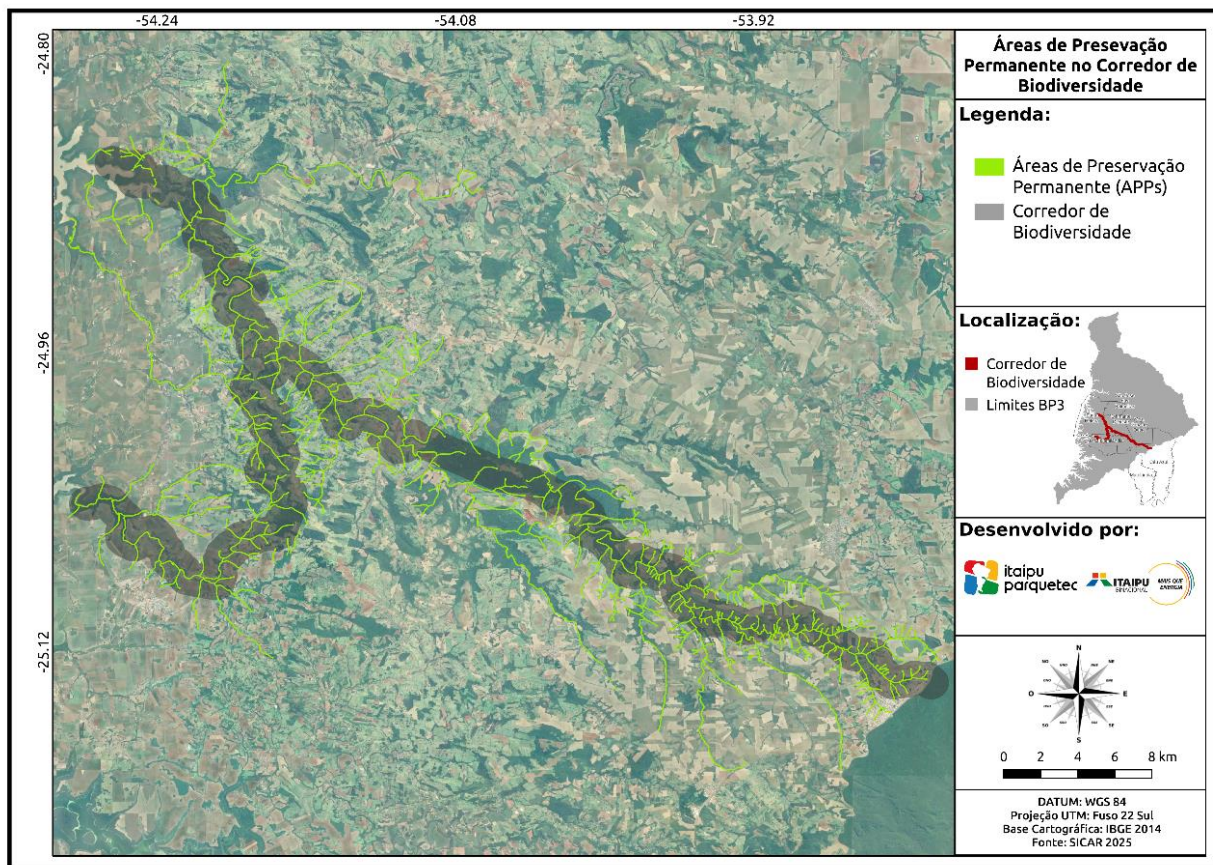


Figura 55 - Mapa das APPs no corredor. Fonte: IBGE, 2025
Fonte: IBGE, 2025.

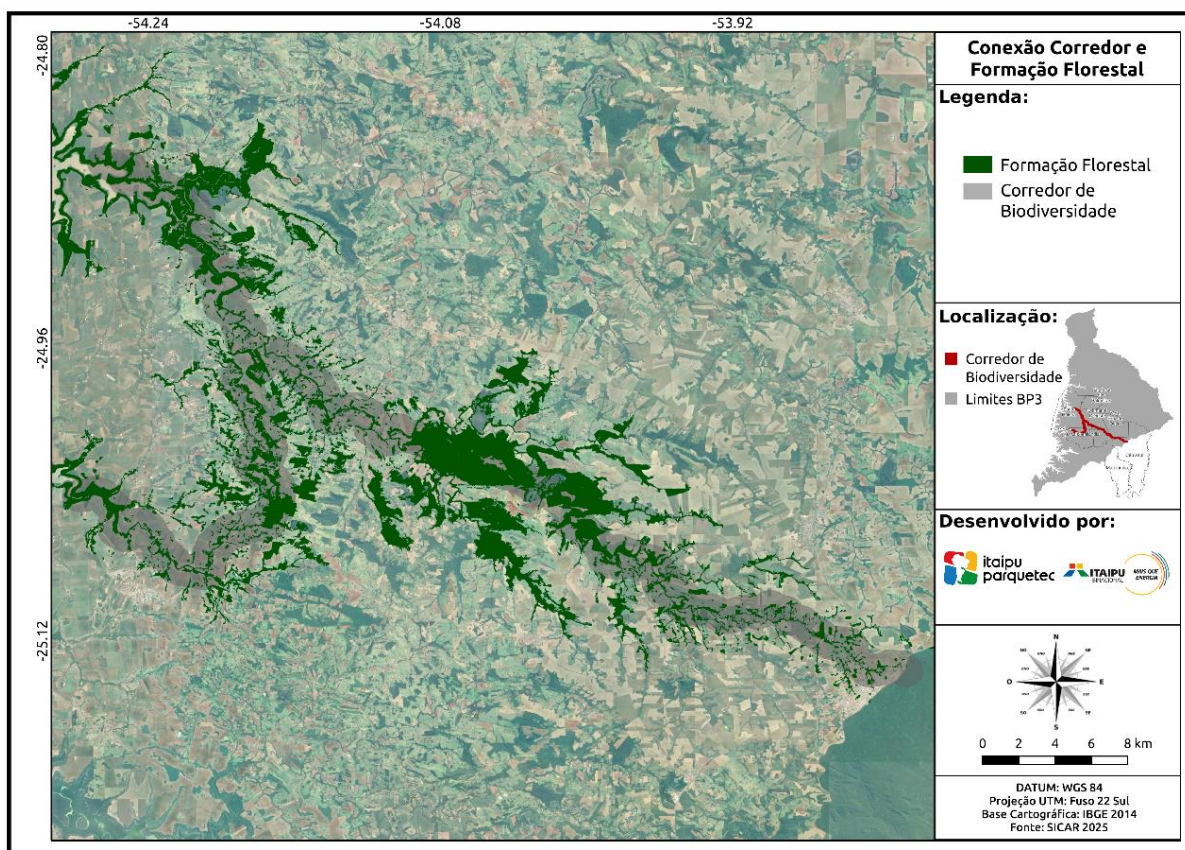


Figura 56 - Mapa das formações florestais conectadas.
Fonte: IBGE, 2025.

5.13.4 Barreiras e elementos de infraestrutura

A análise espacial identificou barreiras físicas importantes à conectividade funcional dentro do Corredor São Francisco Falso (COR-SFF), destacando-se especialmente elementos lineares de transporte e energia. As principais interferências registradas são:

- **Rodovia federal BR-277:** Localizada na extremidade sul do corredor, nas proximidades da conexão com o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), apresenta elevado fluxo viário e estrutura pavimentada contínua.
- **Rodovias estaduais PR-497 e PR-488:** Posicionadas nas extremidades noroeste do corredor, nas imediações da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), também configuram barreiras transversais relevantes ao fluxo da fauna terrestre.

- **Estradas vicinais** o corredor é cortado por diversas, compostas por vias municipais, existem asfaltadas, calçadas por pedras e cascalhadas que conectam propriedades rurais e áreas produtivas. Essas estradas estão distribuídas de maneira transversal e longitudinal por a toda a faixa de 2 km do corredor e representam elementos lineares adicionais na matriz antrópica da paisagem.
- **Linhas de transmissão elétrica:** Foram identificadas ao menos oito linhas cruzando transversalmente o corredor em diferentes segmentos, gerando faixas de servidão com clareiras e descontinuidade da cobertura vegetal.

Esses elementos de infraestrutura estão espacialmente localizados próximos às extremidades do corredor proposto, coincidentes com os pontos de conexão entre os extremos da APIB e do PNI. A disposição transversal dessas estruturas pode interferir no deslocamento de espécies de médio e grande porte.

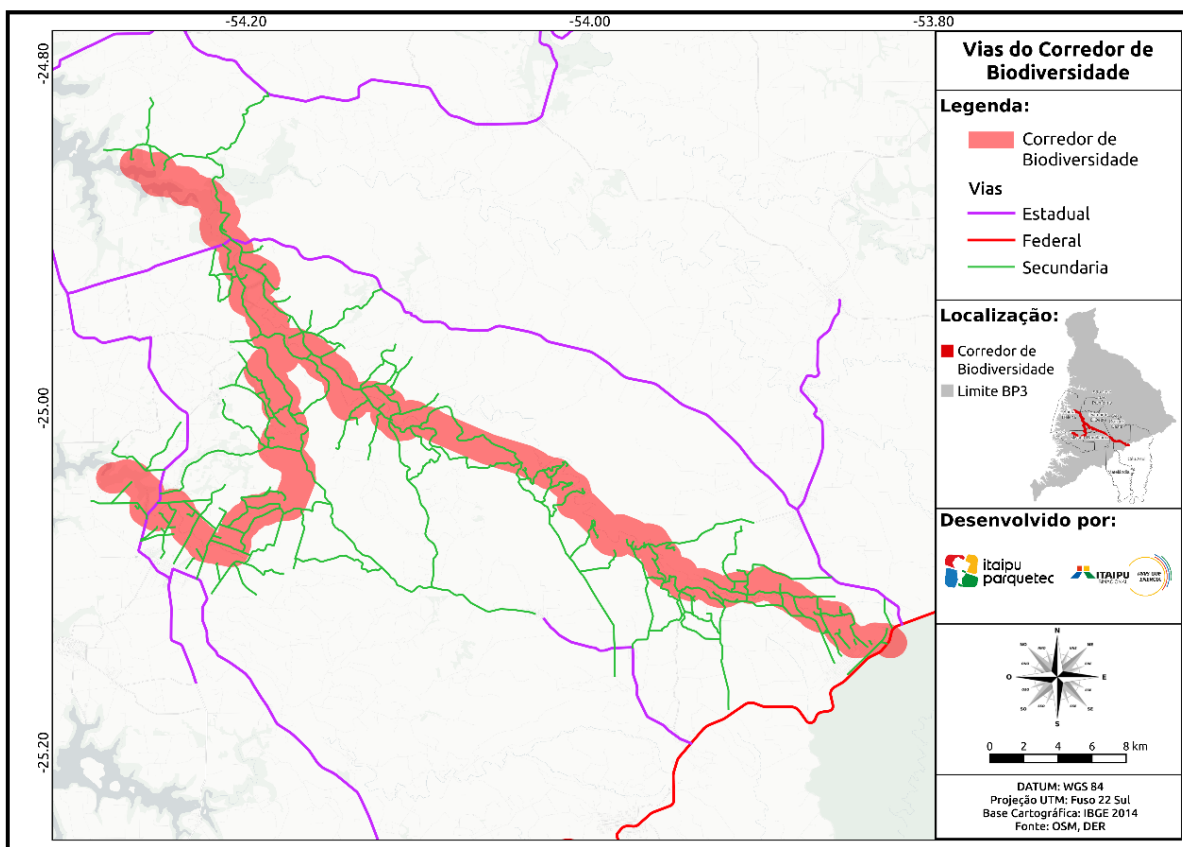


Figura 57 - Mapa das rodovias (federal e estaduais) no corredor.
Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; DER/PR e QuickOSM.

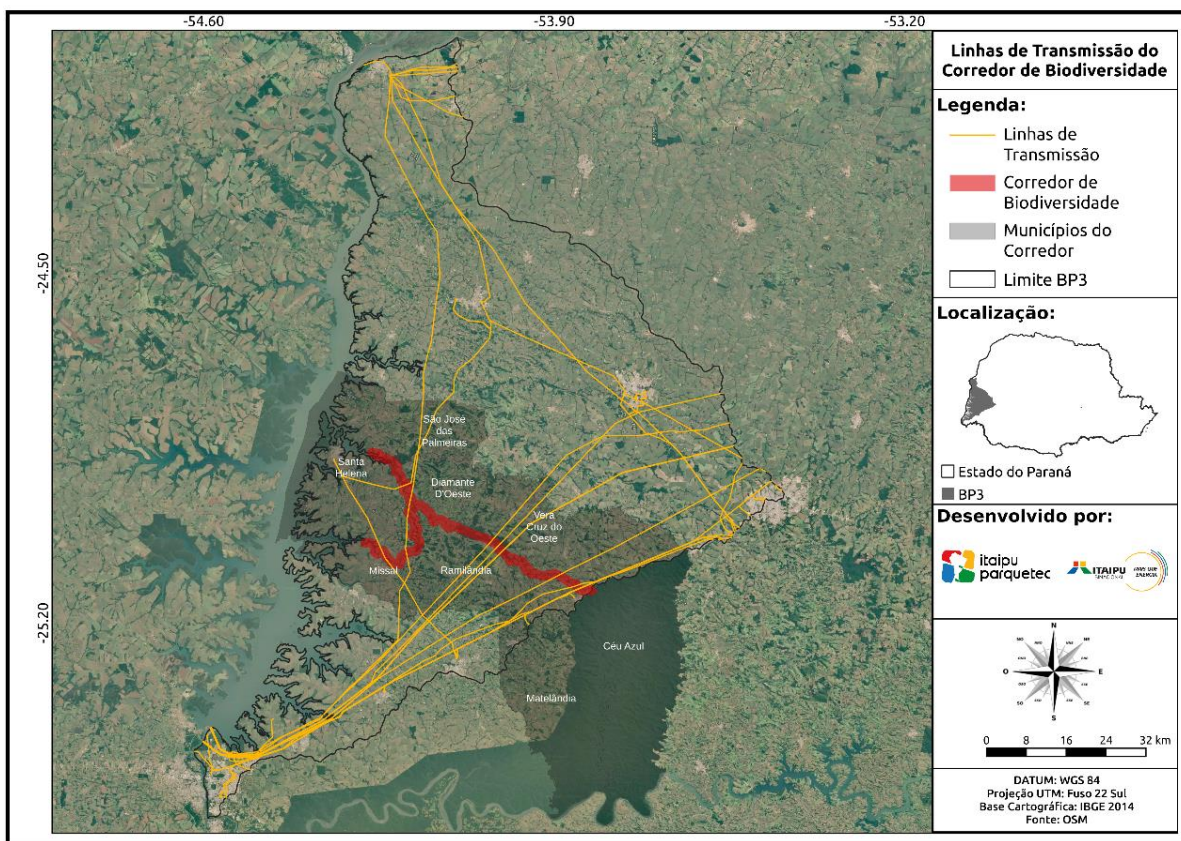


Figura 58 - Mapa das linhas de transmissão elétrica no corredor.

Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; OSM, 2025.

5.13.5 Características biofísicas

A variação altimétrica no interior do Corredor São Francisco Falso (COR-SFF) é acentuada e revela dois perfis distintos, conforme os ramos que se estendem até o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e até a Área MF02 da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional. Os dados foram obtidos a partir do Modelo Digital de Elevação SRTM (resolução de 30 m), com base cartográfica do IBGE (2014) e delimitação oficial do SICAR (2025).

No ramo principal do corredor, que conecta diretamente a APIB (MF03) ao PNI, a altitude varia de 93 m a 768 m, com amplitude altimétrica de 675 metros. As áreas mais baixas situam-se na porção noroeste, próximas ao reservatório de Itaipu e à desembocadura do rio São Francisco Falso. O relevo nesta região é predominantemente plano a suavemente ondulado. Em contraste, as porções mais elevadas estão

concentradas na extremidade sudeste, nos municípios de Céu Azul e Matelândia, onde ocorrem morros e encostas mais acentuadas, configurando um relevo fortemente ondulado.

Já o ramo secundário, que se direciona ao leste em direção à Área MF02, apresenta altitudes menores e variações mais suaves, com elevações que não ultrapassam 400 m. Este trecho se desenvolve sobre um interflúvio menos acidentado, com predominância de áreas agrícolas e menor densidade de remanescentes florestais.

Os dois perfis longitudinais de elevação, apresentados nas Figuras 59 e 60, evidenciam os gradientes altimétricos e ressaltam a importância de considerar a topografia como fator determinante na conectividade funcional do corredor. A compartimentação do relevo influencia tanto a distribuição da vegetação.

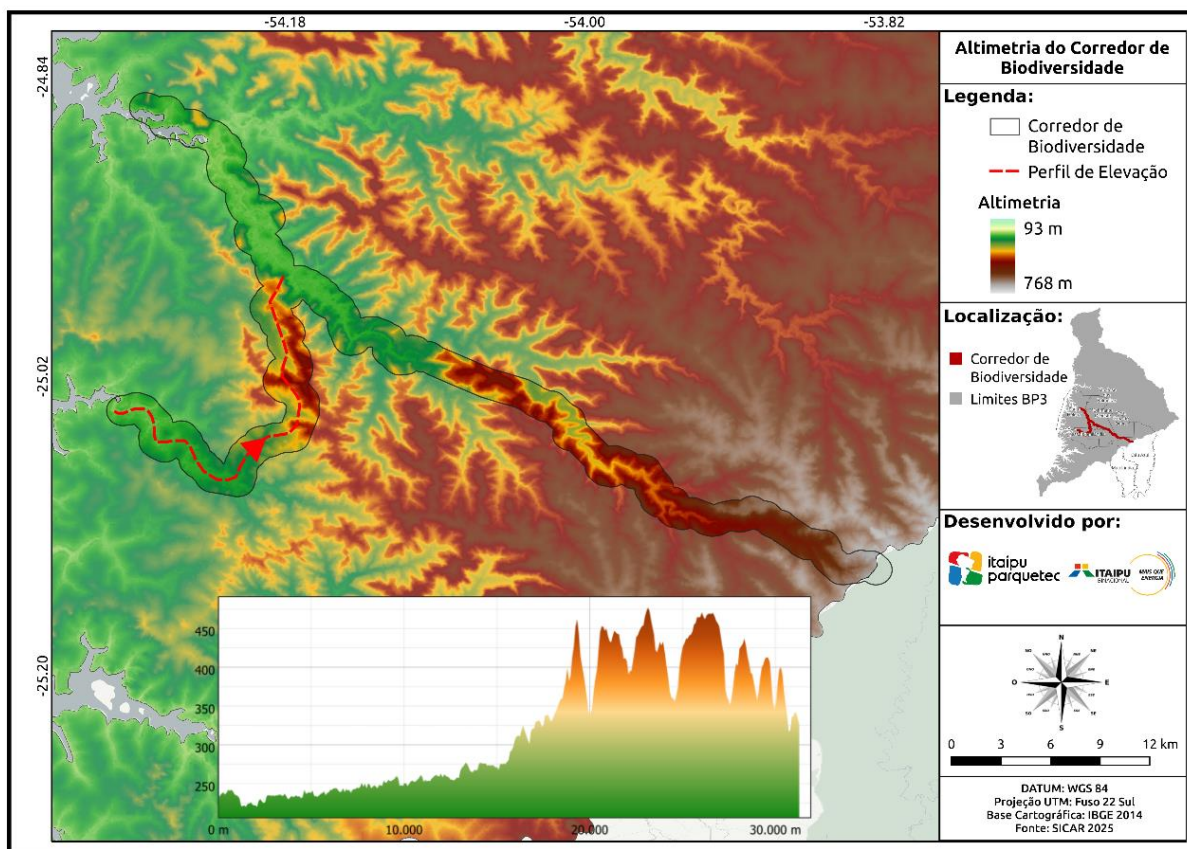


Figura 59 - Mapa de altimetria e perfil de relevo do ramo principal do corredor (em direção ao PNI). Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; SICAR, 2025

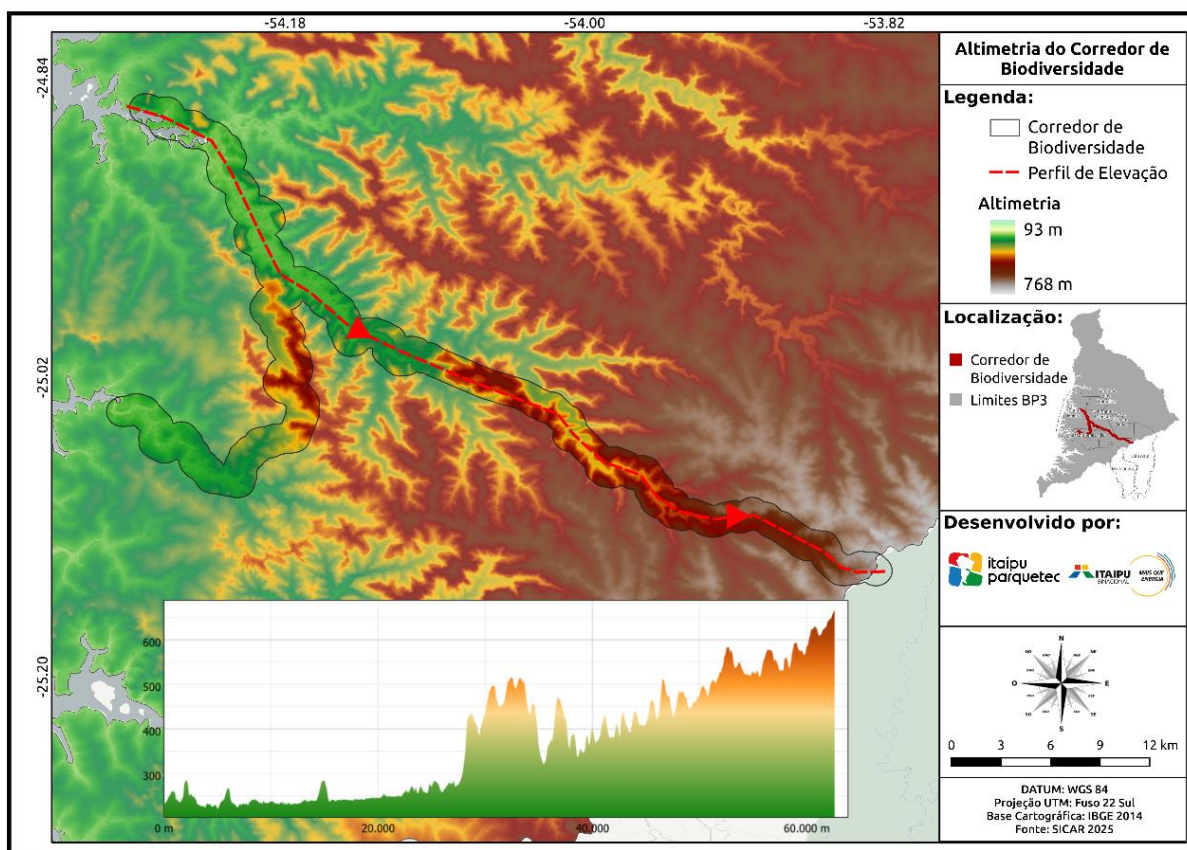


Figura 60 - Mapa de altimetria e perfil de relevo do braço leste do corredor (em direção à Área MF02).
Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, 2025; SICAR, 2025

5.13.6 Características socioeconômicas do COR-SFF

O Corredor São Francisco Falso (COR-SFF) atravessa sete municípios do oeste paranaense: Santa Helena, Missal, Diamante d'Oeste, Ramilândia, Vera Cruz do Oeste, Matelândia e Céu Azul. Esses municípios compõem o território no qual se estabelece o COR-SFF entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e as Áreas Protegidas da Itaipu Binacional (APIB).

Com base nos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), observa-se que os municípios abrangidos pelo corredor apresentam Índices de Desenvolvimento Humano (IDH) variando entre 0,63 e 0,74, o que representa uma condição intermediária de desenvolvimento humano na escala nacional. A distribuição

espacial do IDH no interior do corredor pode ser visualizada na Figura 49, evidenciando valores mais baixos em Ramilândia, Vera Cruz do Oeste e Diamante d'Oeste, e valores mais altos em Matelândia e Santa Helena.

Além disso, conforme o Censo Demográfico (IBGE, 2022), a densidade populacional rural variou entre 9 e 31 habitantes por km² em 2010, com ligeiro crescimento até 2022. Um destaque importante é a presença de terras indígenas na porção central do corredor, que reúnem alta densidade demográfica e grande cobertura florestal, o que representa uma peculiaridade socioambiental relevante para o planejamento territorial. Essa informação pode ser visualizada na sobreposição entre áreas demográficas e cobertura vegetal da Figura 61.

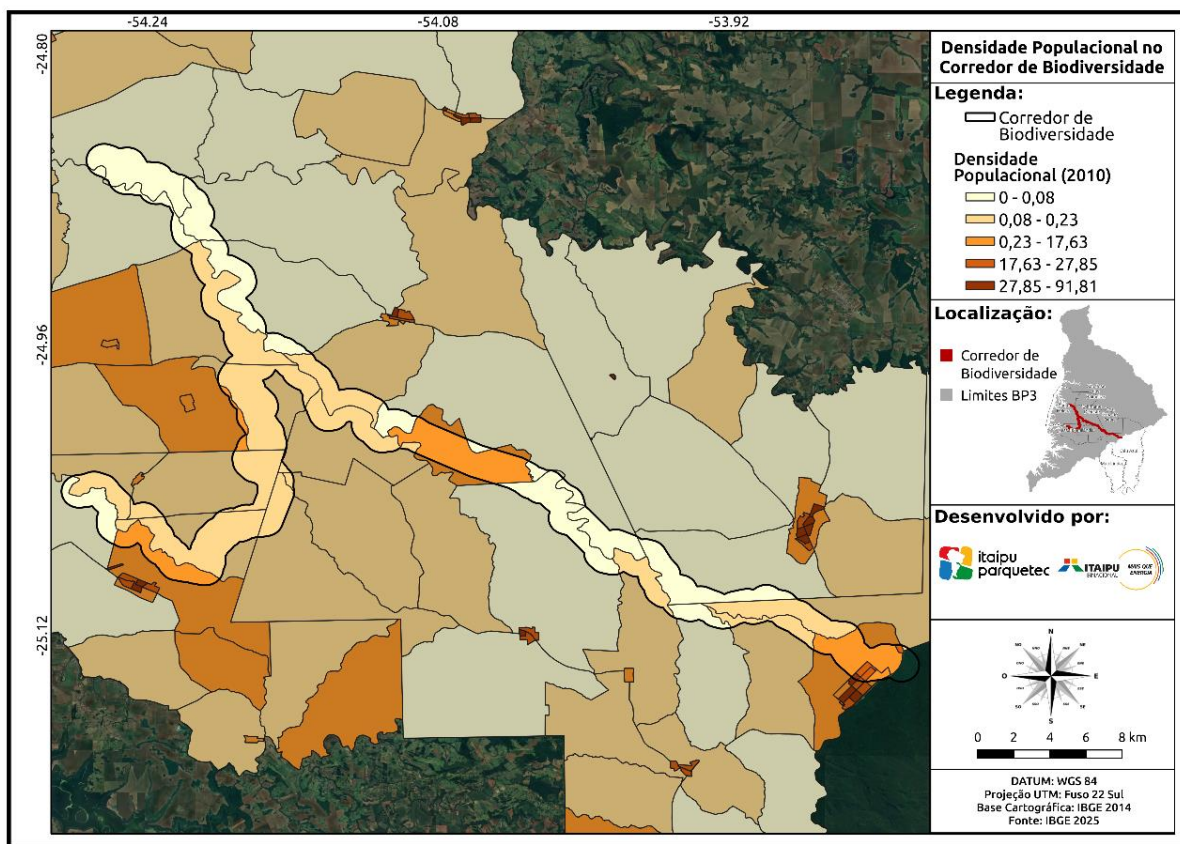


Figura 61 - Densidade populacional (2010) nos municípios interceptados pelo Corredor de Biodiversidade no Oeste do Paraná.

Fonte: Itaipu Binacional /Itaipu ParqueTec / IBGE, 2025.

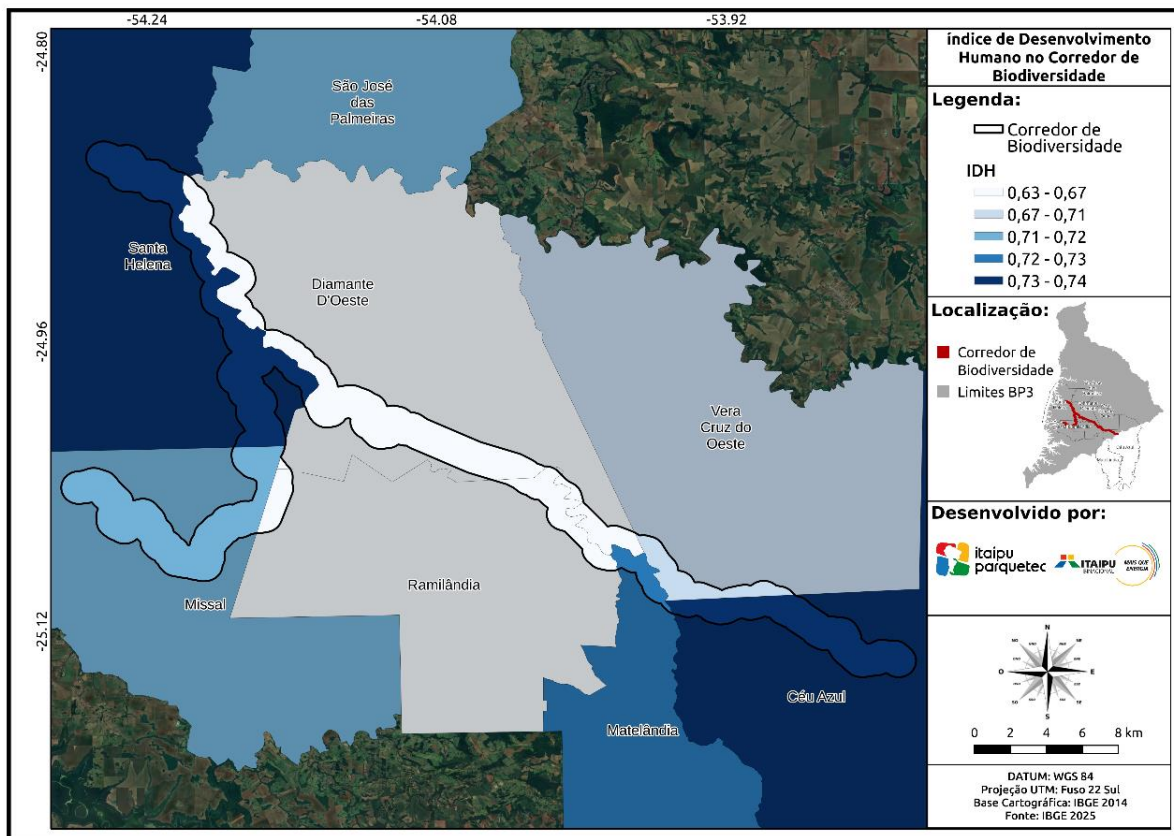


Figura 62 - Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) nos municípios atravessados pelo Corredor São Francisco Falso (COR-SFF), com destaque para a delimitação da faixa de conectividade funcional
 Fonte: IBGE, 2025.

5.13.7 Síntese integrada da caracterização do corredor.

O mapa final de sobreposição das principais variáveis ambientais e antrópicas do corredor permite uma visão integrada da sua funcionalidade. Ao combinar as formações florestais, áreas protegidas (APPs e RLs), infraestrutura de transporte, núcleos urbanos e usos da terra, é possível identificar propulsoras e barreiras a conectividade.

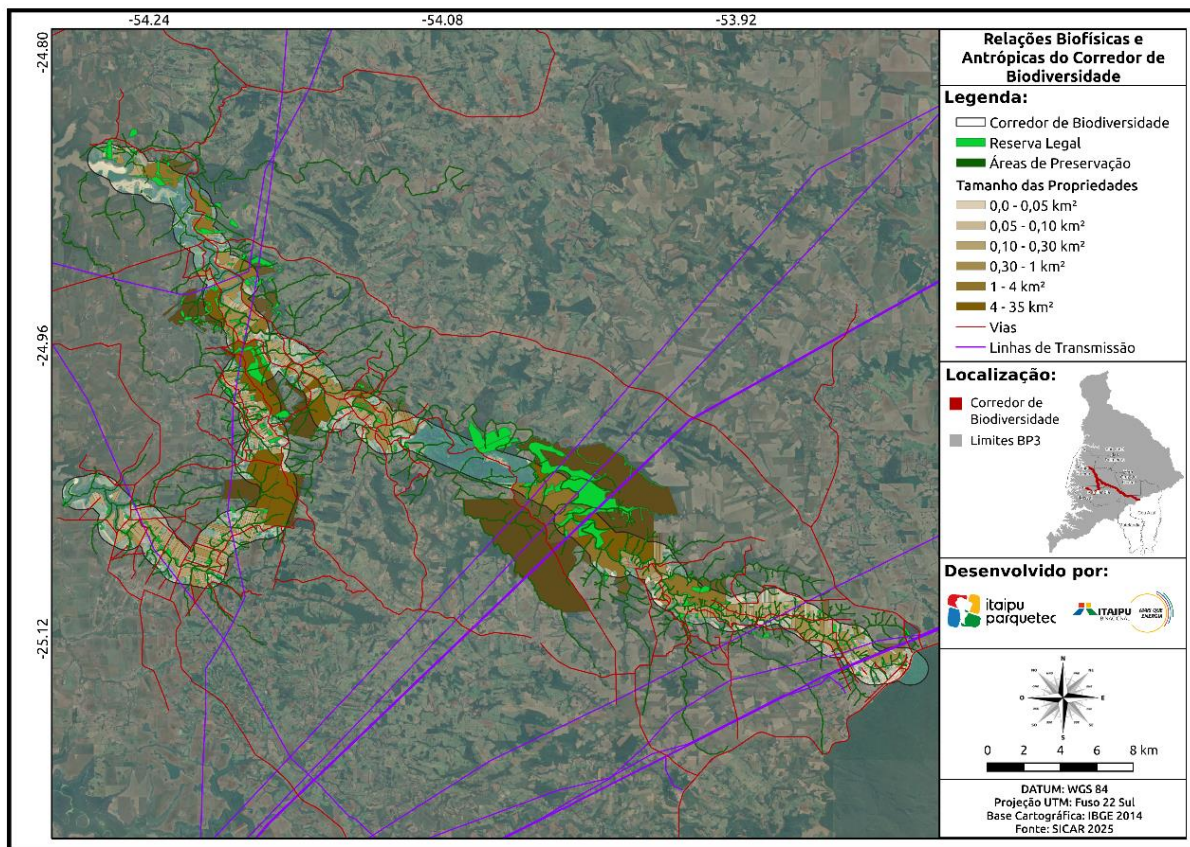


Figura 63 - Mapa-síntese da caracterização do corredor: sobreposição de propulsores e barreiras.
 Fonte: Itaipu Binacional/ Itaipu Parquetec , NIT, SICAR 2025, IBGE 2014

6 DISCUSSÃO

6.1 PADRÕES DE RIQUEZA E DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS

Este trabalho investigou a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas em restauração há quatro décadas na Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e as comparou com o remanescente florestal de referência, o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), com o objetivo de compreender o papel da conectividade estrutural e funcional da paisagem na composição e diversidade dessa fauna após as quatro décadas. A hipótese central — de que as áreas restauradas apresentariam, à medida que amadurecem estruturalmente e se tornam mais conectadas, uma comunidade de mamíferos funcionalmente mais semelhante à do PNI — foi parcialmente corroborada pelos resultados (CHIARELLO, 1999; TAMBOSI *et al.*, 2014).

Essa disparidade sugere que, embora a restauração na APIB tenha permitido a recuperação de parte da mastofauna, o PNI mantém uma comunidade mais rica em média por ponto amostral e com maior taxa de detecção (100,8 registros/100 câmeras-dia), possivelmente devido ao seu elevado grau de conservação estrutural e funcional como área-fonte (CASSANO; BARLOW; PARDINI, 2012; PARDINI *et al.*, 2010; BANKS-LEITE *et al.*, 2014). Áreas com maior cobertura contínua e conectividade tendem a atuar como núcleos de persistência e dispersão de espécies sensíveis, exercendo papel central na dinâmica de metacomunidades em paisagens fragmentadas (MELO *et al.*, 2017).

Nas áreas restauradas, observou-se a predominância de espécies generalistas e tolerantes à perturbação, o que sugere a persistência de limites funcionais à dispersão e ao estabelecimento de espécies mais sensíveis e exigentes (DAILY; EHRLICH, 1995; GALETTI *et al.*, 2009). Tal padrão indica que a diversidade de mamíferos mesmo após décadas permanece em evolução em funcionalidade e readaptação à conectividade de paisagem, e aos reflexos da pressão antrópica (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; TSCHARNTKE, T. *et al.*, 2012).

Esse cenário reforça a compreensão de que a plena recuperação da funcionalidade ecológica em paisagens restauradas demanda não apenas tempo, mas também condições estruturais adequadas de conectividade, além de ações complementares de manejo adaptativo e mitigação de barreiras (BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2010; TAMBOSI *et al.*, 2014). A restauração florestal, portanto, deve ser entendida como um processo contínuo, no qual a evolução da fauna reflete a readequação progressiva da paisagem e o grau de permeabilidade ecológica disponível ao deslocamento e à colonização das espécies (RODRIGUES *et al.*, 2009; CROUZEILLES *et al.*, 2017).

O índice de conectividade estrutural (Cmax) reforça esse padrão, ao evidenciar a heterogeneidade da paisagem no entorno da APIB em relação aos fragmentos de floresta que conectam as duas áreas protegidas e o papel do PNI como núcleo estruturante da biodiversidade regional. O índice revelou diferenças significativas entre as áreas restauradas, com MF03 exibindo os maiores valores de conectividade e MF01 os menores. As áreas MF02 e MF04 apresentaram valores intermediários, com sobreposição parcial em suas distribuições, estabelecendo um gradiente ascendente de conectividade representado por $MF01 < MF02 < MF04 < MF03$ (TAMBOSI *et al.*, 2024).

Esses modelos corroboram o trabalho de Tambosi *et al.* (2024), que indicou os caminhos preferenciais de conexão faunística entre o PNI e a APIB. Além disso, os resultados sugerem que a heterogeneidade da conectividade estrutural está diretamente relacionada aos padrões de riqueza e composição observados nas comunidades de mamíferos registradas nas áreas restauradas. A riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte variou significativamente entre os agrupamentos espaciais avaliados, refletindo a influência da paisagem, da conectividade com áreas remanescentes e do histórico de uso do solo no entorno sobre a estrutura da comunidade (PARDINI *et al.*, 2010; BUENO *et al.*, 2018).

A análise das curvas de rarefação indicou que o delineamento amostral adotado foi, em geral, eficiente para representar a riqueza de mamíferos nas áreas estudadas. As curvas totais da APIB e do PNI mostraram aproximação da assíntota (Figura 19), conferindo robustez às comparações e inferências ecológicas realizadas neste estudo (COLWELL *et al.*, 2012; CHAO *et al.*, 2014). A curva do PNI manteve uma leve tendência

ascendente (Figura 19), o que pode estar associado à menor densidade amostral em relação à grande extensão e heterogeneidade do parque, indicando a possibilidade de novos registros com o aumento do esforço (MAGURRAN, 2004; SANTOS *et al.*, 2012). Já na APIB, a curva se mostrou mais estável (Figura 19), refletindo uma cobertura amostral mais ampla e distribuída entre diferentes áreas restauradas, o que favoreceu a captação de uma parcela representativa da fauna local.

Nas análises por área, observou-se que MF04 e MF01 apresentaram curvas em ascendência mais acentuada (Figura 17), sugerindo que o esforço amostral nessas áreas, embora relevante, ainda não esgotou o potencial de registros. Esse padrão está relacionado, em parte, a fatores ecológicos como menor conectividade funcional (TAMBOSI *et al.*, 2014), mas também a eventuais perdas de pontos amostrais durante o trabalho de campo, decorrentes de falhas técnicas e episódios de roubo de equipamentos, o que reduziu o esforço efetivo nessas áreas. Por outro lado, as áreas MF03 e MF02, que conseguiram completar os 12 pontos planejados, apresentaram curvas mais próximas da estabilização (Figura 17), o que reforça a adequação do delineamento proposto, quando executado integralmente.

No agrupamento por parte dos braços do reservatório — CORPO, MEIO e PONTA — as três categorias foram igualmente amostradas, com 14 pontos cada, permitindo comparações consistentes entre os grupos (Figura 18). A curva do CORPO apresentou estabilização precoce, com menor riqueza esperada, reforçando a interpretação de que essa porção representa uma zona funcionalmente mais restrita, influenciada por fatores como o isolamento imposto pela lâmina d'água (BENCHIMOL; PERES, 2015; BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2010). Em contraste, o MEIO manteve-se em forte ascendência, sugerindo maior potencial de incremento na lista de espécies, possivelmente por estar situado em uma zona de transição com maior heterogeneidade ambiental. A PONTA demonstrou tendência à estabilização, mas ainda com potencial de novos registros, especialmente por sua maior conectividade com microbacias e fragmentos florestais remanescentes (PARDINI *et al.*, 2010). Embora os agrupamentos tenham sido definidos com base em critérios espaciais objetivos, é válido reconhecer que a delimitação exata entre CORPO, MEIO e PONTA apresenta certa continuidade funcional, o que pode influenciar parcialmente o padrão observado, sobretudo no grupo MEIO. Todavia, os resultados

obtidos revelam diferenças ecológicas consistentes entre as partes, e demonstram que essa categorização espacial é útil para identificar zonas com maior ou menor potencial de biodiversidade dentro do contexto restaurado.

6.2 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE E O VALOR DE CONSERVAÇÃO

A composição taxonômica da mastofauna registrada refletiu padrões distintos entre as unidades protegidas (APIB e PNI), áreas restauradas (MF01 a MF04) e partes da paisagem (CORPO, MEIO e PONTA), indicando variações estruturais relevantes nas comunidades. Como esperado, o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) apresentou uma composição dominada por *Rodentia* (38,1%) e ungulados (28,4%), ordens que incluem espécies florestais de maior exigência ecológica e sensibilidade à fragmentação (CHIARELLO, 1999; PARDINI *et al.*, 2010; BOGONI *et al.*, 2020a). Esse padrão contrasta com a APIB, cuja fauna é amplamente composta por *Carnivora* (32,4%) e *Cingulata* (31,4%), ordens geralmente associadas a espécies mais generalistas e tolerantes a ambientes modificados (BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010; BOGONI *et al.*, 2024). Essa distinção reforça o papel do PNI como núcleo conservacionista fundamental para a biodiversidade regional (PARDINI *et al.*, 2005; MELO *et al.*, 2017).

Entre as áreas da APIB, observou-se que MF01 se destacou pela alta dominância de *Didelphimorphia* (61,5%), grupo representado unicamente pelo gambá (*Didelphis albiventris*), conhecido por sua grande plasticidade ecológica e capacidade de persistência em paisagens degradadas (ICMBIO, 2018; CÁCERES, 2002; PARDINI *et al.*, 2005). Essa dominância de *Didelphimorphia* em MF01 está em consonância com os resultados dos testes clássicos e do modelo GLM, que apontaram essa área como a de menor riqueza significativa entre todas. O mesmo padrão se repete na análise por partes da paisagem, onde o CORPO – a porção mais próxima do reservatório e com maior isolamento em relação ao remanescente florestal – também apresentou maior proporção de *Didelphimorphia* (40,8%) e foi a única parte da APIB com riqueza significativamente inferior à do PNI. Esses achados sugerem que a predominância dessa espécie pode ser indicativa de comunidades mais simplificadas, refletindo menor maturidade ecológica e

maiores limitações de conectividade funcional (RIBEIRO *et al.*, 2009; CROUZEILLES *et al.*, 2017; BOGONI *et al.*, 2020a).

Assim, a análise da composição por ordem taxonômica contribui para reforçar os padrões detectados nos índices de riqueza e diversidade, evidenciando que áreas e porções dominadas por espécies mais generalistas, como *Didelphis albiventris*, tendem a apresentar menor riqueza, enquanto agrupamentos com maior heterogeneidade composicional e presença de ordens mais exigentes se aproximam mais da estrutura observada no remanescente do PNI (PARDINI *et al.*, 2005; MELO *et al.*, 2017; BOGONI *et al.*, 2024). Esses resultados são coerentes com a ideia de que a conectividade funcional da paisagem contribui para a manutenção de comunidades mais complexas e ecologicamente exigentes, como demonstrado por Magioli *et al.* (2016) em estudos com mamíferos da Mata Atlântica. Considerando-se essa perspectiva, futuros esforços de monitoramento deveriam incorporar abordagens baseadas em **traços funcionais** (VIOLLE *et al.*, 2007), a fim de avaliar se as comunidades observadas diferem também em sua funcionalidade ecológica, e não apenas em sua composição taxonômica.

Ambas as áreas protegidas registraram proporções semelhantes de espécies ameaçadas. A nível nacional, 32% (n = 7) das espécies no PNI e 29% (n = 6) na APIB estavam ameaçadas (Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE – ICMBio) (ICMBIO, 2023). A nível estadual do Paraná, esses percentuais foram de 42% (n = 8) no PNI e 39% (n = 9) na APIB (IAT, 2024). Isso revela a importância ecológica de ambas as áreas estudadas para a conservação da mastofauna (BEISIEGEL *et al.*, 2013; PARDINI *et al.*, 2004). Apesar da equivalência percentual, a composição específica dessas espécies difere entre as unidades.

No PNI, destacam-se espécies de maior porte e mais exigentes ecologicamente, como *Tapirus terrestris* (n = 105 registros), *Panthera onca* (n = 4 registros) e *Mazama nana* (n = 29 registros), que foram exclusivas dessa área. Tais espécies são altamente sensíveis à fragmentação e dependem de áreas extensas e bem conservadas para manter populações viáveis (MEDICI *et al.*, 2012; CULLEN Jr. *et al.*, 2005; DUARTE *et al.*, 2012)). Já a APIB apresentou maior diversidade de espécies ameaçadas exclusivas, porém compostas majoritariamente por animais de menor porte, como *Leopardus*

guttulus (n = 26 registros), *Lontra longicaudis* (n = 22 registros) e *Alouatta caraya* (n = 2 registros), cujas ocorrências estão frequentemente associadas a ambientes restaurados e cursos d'água florestados (PAN *et al.*, 2022; MENDES *et al.*, 2020).

Espécies como *Cuniculus paca*, *Puma concolor* e *Herpailurus yagouaroundi* foram compartilhadas entre as áreas, mas com padrões distintos de abundância. A comparação da abundância relativa por categoria de ameaça (Figura 42) mostra que, em ambas as áreas, a maior parte dos registros foi de espécies classificadas como Pouco Preocupantes (LC), seguidas por Vulneráveis (VU) e Dados Deficientes (DD) (ICMBIO, 2023; IAT, 2024).

No entanto, o PNI concentrou a maioria dos registros de espécies ameaçadas de maior porte, enquanto a APIB teve maior contribuição de espécies ameaçadas de pequeno e médio porte. Esses padrões sugerem que, embora a APIB não sustente as mesmas espécies de grande porte do PNI, ela desempenha papel relevante na conservação de táxons ameaçados mais generalistas ou adaptáveis a ambientes restaurados na região (MAGIOLI *et al.*, 2015; CRUZ *et al.*, 2018; CROUZEILLES *et al.*, 2017)

6.3 DINÂMICA E SIMILARIDADE DA COMUNIDADE

A análise da estrutura multivariada revelou padrões consistentes de diferenciação entre os grupos amostrais, com destaque para o isolamento do PNI no espaço multivariado. A ordenação NMDS (stress = 0,172) mostrou que os pontos amostrais do Parque Nacional do Iguaçu formaram um agrupamento coeso e com pouca sobreposição com os pontos das áreas restauradas, tanto na escala de área (Figura 44) quanto de parte da paisagem (Figura 45). Esse padrão foi corroborado pela PERMANOVA, que indicou diferenças significativas entre PNI e todas as demais áreas ($p < 0,001$), com valores de R^2 entre 0,37 e 0,52 nas comparações com MF01 a MF04, e entre 0,39 e 0,44 nas comparações com CORPO, MEIO e PONTA (ANDERSON, 2001; DERHÉ *et al.*, 2018).

Entre as áreas da APIB, MF01 se destacou por apresentar composição mais distinta, tanto na NMDS quanto nos testes de PERMANOVA, diferenciando-se de todas

as demais áreas restauradas (MF02 a MF04). Isso sugere menor similaridade com o PNI e menor maturidade ecológica, o que dialoga com os padrões de riqueza e diversidade também observados nessa área (CHIARELLO, 1999;GALETTI *et al.*, 2009). MF03 e MF04, por outro lado, se posicionaram mais próximas ao PNI na ordenação, sugerindo maior similaridade composicional.

Na escala de partes da paisagem, observou-se que a PONTA apresentou composição mais próxima ao PNI, enquanto CORPO e MEIO apresentaram maior dispersão interna e sobreposição entre si. Embora as comparações internas entre essas partes não tenham sido significativas após correção, a tendência de diferenciação entre CORPO e PONTA (p bruto = 0,0367) pode indicar um gradiente de variação composicional relacionado à posição na paisagem e potencial conectividade funcional (PARDINI *et al.*, 2005; MAGIOLI *et al.*, 2016; BOGONI *et al.*, 2020; TAMBOSI *et al.*, 2024)

A distinção significativa entre APIB e PNI ($F = 19,40$; $p = 0,0001$; $R^2 = 0,276$) evidencia que o histórico de uso da terra e o tempo de restauração influenciam fortemente a composição das comunidades de mamíferos (DERHÉ *et al.*, 2018; RODRIGUES *et al.*, 2009; CROUZEILLES *et al.*, 2017). Mesmo após quatro décadas de restauração, a mastofauna da APIB mantém uma identidade composicional distinta daquela encontrada no remanescente contínuo do PNI, reforçando a importância da conectividade funcional e da heterogeneidade de habitats no processo de reconversão ecológica (PARDINI *et al.*, 2010; TAMBOSI *et al.*, 2014; MAGIOLI *et al.*, 2016)

A decisão de decompor a diversidade beta em componentes de substituição de espécies (turnover) e aninhamento (nestedness) foi fundamentada na combinação de evidências prévias: a existência de diferenças significativas na riqueza de espécies entre os agrupamentos, os padrões de separação nas ordenações NMDS e os contrastes taxonômicos marcantes entre áreas e partes da paisagem. Por exemplo, a dominância de *Didelphimorphia* em MF01 e na parte CORPO, ambos associados a menor riqueza, indicava uma diferenciação ecológica importante. Diante disso, tornou-se necessário investigar se essas diferenças representavam um padrão de substituição de espécies ou de empobrecimento comunitário (BASELGA, 2010; LEGENDRE, 2014; SIQUEIRA *et al.*, 2012).

Os resultados da decomposição revelaram que a substituição de espécies (turnover) foi o principal fator responsável pelas diferenças observadas entre os grupos, com valores de R^2 frequentemente superiores a 0,50 e significância estatística robusta ($p < 0,001$) nas comparações por Área, Parte e Unidade Protegida. Isso significa que as comunidades registradas nas áreas restauradas da APIB não são versões empobrecidas do remanescente do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), mas sim comunidades alternativas, com diferentes espécies estruturando suas composições locais (PARDINI *et al.*, 2010; BASELGA, 2010; BOGONI *et al.*, 2025).

Por outro lado, o componente de aninhamento (nestedness) apresentou valores de R^2 próximos ou inferiores a zero e $p > 0,19$, indicando ausência de significância estatística. Isso reforça a interpretação de que as diferenças entre os grupos não decorrem de perdas sucessivas de espécies, mas sim de substituições ecológicas, sugerindo limitações na colonização e no estabelecimento de espécies sensíveis nas áreas restauradas, mesmo após quatro décadas de reconexão estrutural da paisagem (RIBEIRO *et al.*, 2009; CHAZDON, 2008).

Essa dinâmica pode ser compreendida à luz da ecologia da restauração e da teoria da sucessão ecológica. A APIB é formada por uma faixa contínua de mais de 1.400 km de extensão e largura média de 210 metros, com alta razão borda/núcleo. Essa morfologia resulta em forte efeito de borda ao longo de toda a paisagem, o que tende a favorecer espécies generalistas e limitar a fixação de especialistas florestais (LAURANCE *et al.*, 2002; RIES *et al.*, 2004; PARDINI, 2005). Assim, mesmo com conectividade estrutural reconstituída, as condições internas da floresta podem não ser suficientes para sustentar comunidades semelhantes às de áreas nucleares contínuas, como o PNI.

Nesse contexto, os resultados sugerem que a comunidade da APIB representa um estágio funcional relativamente consolidado, em consonância com sua estrutura ecológica e suas limitações paisagísticas. Estudos sobre processos de sucessão indicam que florestas secundárias podem alcançar uma estabilidade ecológica parcial após 30 a 50 anos de regeneração, apresentando comunidades distintas, porém estáveis sob determinadas condições (CHAZDON, 2008; LETCHER *et al.*, 2015; SILVA; TABARELLI,

2018). A presença de espécies ameaçadas e os altos índices de riqueza observados indicam que, apesar de suas limitações, a APIB já abriga uma comunidade funcional com potencial conservacionista relevante

Além disso, a diferenciação interna entre as áreas e partes da APIB, evidenciada nas análises de ordenação e nos padrões de substituição, demonstra certa flexibilidade ecológica da comunidade como um todo. Esse padrão pode refletir diferentes estágios de restauração, variações locais na cobertura vegetal, influência de distúrbios ou gradientes espaciais de conectividade e isolamento. Assim, embora os dados apontem para uma consolidação funcional geral da comunidade da APIB, a diversidade interna entre suas áreas também revela um processo de maturação ainda em curso, com possíveis ajustes e reorganizações ecológicas locais. Isso pode indicar uma resiliência funcional que reflete respostas adaptativas às variações ambientais locais, típicas de ecossistemas em consolidação (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020; HOLLING, 1973).

Por fim, a predominância do turnover implica que o avanço na restauração funcional da APIB não depende apenas da continuidade estrutural, mas também da remoção de barreiras ecológicas, da ampliação de áreas nucleares e da melhoria da qualidade do habitat. Esses aspectos são fundamentais para permitir o ingresso e a persistência de espécies mais exigentes e, conseqüentemente, o aumento da similaridade funcional com o PNI (PARDINI *et al.*, 2005; TAMBOSI *et al.*, 2014).

6.4 ESPÉCIES INDICADORAS E SUBSÍDIOS PARA O MONITORAMENTO

A realização das análises de Valor Indicador (IndVal) e SIMPER foi motivada pela distinção observada na composição de espécies entre a Área Protegida de Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), evidenciada nas análises multivariadas e na diversidade beta, cujo componente de *turnover* destacou a substituição de espécies como principal fator de dissimilaridade entre as áreas. Nesse contexto, identificar quais espécies contribuem para essa diferenciação é fundamental para compreender os padrões ecológicos envolvidos e para propor indicadores do avanço funcional das áreas restauradas (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997; CLARKE, 1993)

Com base nos resultados da análise de valor indicativo (IndVal), elaborou-se um ranqueamento das espécies significativamente associadas ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI), com o objetivo de orientar prioridades para o monitoramento e a avaliação da funcionalidade ecológica da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB). A classificação considerou três critérios combinados: (1) o grau de sensibilidade ecológica das espécies frente à fragmentação e distúrbios antrópicos, conforme RIOS *et al.* (2021); (2) a presença ou ausência nos pontos amostrados da APIB, indicando o estágio atual de colonização das áreas restauradas; e (3) a força do valor de associação indicadora (IndVal), obtida nos resultados desta pesquisa.

As espécies indicadoras significativamente associadas ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI) foram organizadas em três grupos de prioridade, a partir da combinação entre sensibilidade ecológica, presença atual na APIB e valor de associação indicadora (IndVal). O grupo de curto prazo reúne espécies de sensibilidade baixa a moderada e que já ocorrem ou apresentam elevado potencial de colonização das áreas restauradas. É o caso de *Didelphis aurita*, atualmente ausente na APIB, mas reconhecida por sua plasticidade ecológica, e de *Eira barbara*, registrada em seis pontos da APIB, apesar de sua sensibilidade moderada à fragmentação.

O grupo de médio prazo inclui espécies altamente sensíveis, mas já detectadas em pelo menos dois pontos da APIB, como *Puma concolor*, *Dasyprocta azarae*, *Sylvilagus brasiliensis* e *Leopardus pardalis*. A presença dessas espécies sugere um grau intermediário de conectividade funcional, indicando áreas com maior qualidade de habitat. O monitoramento dessas populações ao longo do tempo permitirá avaliar sua estabilidade e tendências populacionais, sendo estratégicas para a avaliação da consolidação da restauração ecológica

Por fim, o grupo de longo prazo concentra espécies altamente sensíveis e ainda ausentes na APIB, como *Mazama rufa*, *Mazama nana*, *Tapirus terrestris*, *Panthera onca* e *Pecari tajacu*. Essas espécies representam objetivos mais ambiciosos de conservação, dependentes da melhoria contínua da conectividade, da expansão de núcleos florestais e da redução de barreiras antrópicas. Sua eventual ocorrência futura funcionaria como

um forte indicativo da efetividade ecológica dos corredores restaurados (CHIARELLO, 1999; RIOS *et al.*, 2021; LOUREIRO *et al.*, 2022).

Tabela 11 - Espécies de mamíferos com associação significativa a um dos grupos amostrados (APIB ou PNI), com indicação do valor do Índice de Valor Indicador (IndVal), número de pontos amostrais na APIB, sensibilidade ecológica, grupo indicador e classificação de prioridade para o monitoramento.

Espécie	IndVal	N_Pontos_APIB	Sensibilidade, Rios <i>et al.</i> (2021);	Grupo Indicador	Prioridade
<i>Cerdocyon thous</i>	0.819	12	Baixa	APIB	Sem prioridade
<i>Didelphis albiventris</i>	0.886	10	Baixa	APIB	Sem prioridade
<i>Didelphis aurita</i>	0.739	0	Baixa	PNI	Curto prazo
<i>Eira barbara</i>	0.578	6	Moderada	PNI	Curto prazo
<i>Puma concolor</i>	0.623	9	Alta	PNI	Médio prazo
<i>Dasyprocta azarae</i>	0.990	3	Alta	PNI	Médio prazo
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.790	2	Alta	PNI	Médio prazo
<i>Leopardus pardalis</i>	0.896	2	Alta	PNI	Médio prazo
<i>Pecari tajacu</i>	0.426	0	Alta	PNI	Longo prazo
<i>Panthera onca</i>	0.603	0	Alta	PNI	Longo prazo
<i>Mazama nana</i>	0.853	0	Alta	PNI	Longo prazo
<i>Tapirus terrestris</i>	0.953	0	Alta	PNI	Longo prazo
<i>Mazama rufa</i>	1.000	0	Alta	PNI	Longo prazo

Fonte: Elaborado pelo Autor (2025).

A proposta de hierarquização das espécies indicadoras amplia a aplicação do índice IndVal ao integrar aspectos ecológicos e operacionais do monitoramento, contribuindo para uma abordagem pragmática e gradualista da restauração funcional, respeitando os diferentes níveis de sensibilidade da fauna (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020). Além disso, o eventual declínio nos valores de IndVal de espécies generalistas atualmente associadas à APIB, como *Didelphis albiventris* e *Cerdocyon thous*, poderá, ao longo do tempo, ser interpretado como um indicativo positivo de complexificação ecológica da comunidade, evidenciando a substituição de táxons adaptados a ambientes perturbados por espécies mais exigentes e indicadoras de habitats em processo de recuperação (DE LA SANCHA *et al.*, 2021; PARDINI.,2005).

A análise SIMPER (CLARKE, 1993) complementa e corrobora esses achados ao revelar que as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre APIB e PNI são também, em sua maioria, aquelas significativamente associadas ao PNI. *Dasyprocta azarae* (20,9%), *Sylvilagus brasiliensis* (10,2%) e *Tapirus terrestris* (9,3%), por exemplo, juntas explicam mais de 40% da dissimilaridade total e são praticamente ausentes na APIB, reforçando o papel de espécies sensíveis como indicadores de integridade ecológica. Por outro lado, *Didelphis albiventris* (9,2%) e *Dasypus novemcinctus* (10,0%) apresentaram maiores abundâncias na APIB, refletindo a dominância de espécies generalistas em ambientes em estágios iniciais de restauração (PARDINI *et al.*, 2005; MAGIOLI *et al.*, 2016)

A combinação entre IndVal e SIMPER fornece, portanto, uma ferramenta poderosa de avaliação do avanço ecológico da restauração florestal. Ao longo dos próximos anos, espera-se que espécies atualmente exclusivas do PNI deixem de ser indicadoras únicas dessa unidade e passem a ser registradas também na APIB. Isso pode ocorrer tanto pelo aumento da conectividade funcional quanto pela melhoria estrutural e de recursos nas áreas restauradas. Nesse processo, é essencial monitorar o comportamento dos valores de IndVal ao longo do tempo, buscando uma diluição da exclusividade das espécies do PNI, sem prejuízo à integridade dessa unidade, mas com ampliação da distribuição regional de espécies sensíveis. Por fim, o uso integrado dessas análises permite não apenas compreender o estado atual da comunidade de mamíferos nas áreas estudadas, mas também estabelecer metas realistas e escalonadas de conservação, guiadas por evidências e focadas na funcionalidade ecológica da paisagem restaurada.

Antes da realização deste estudo, não havia registros confirmados de algumas espécies-chave da mastofauna regional nas áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB), como *Dasyprocta azarae* (cutia), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *Eira barbara* (irara). Embora tais espécies não tivessem sido detectadas nos últimos cinco anos, mesmo com registros esporádicos por armadilhas fotográficas não padronizadas, relatos de campo ou eventos de atropelamento, havia uma expectativa fundamentada de sua presença, em função de suas características ecológicas e distribuição regional (PAOLINO, 2019)

A ausência desses registros prévios pode ser atribuída à sua baixa abundância local e à detectabilidade reduzida sob esforços amostrais pontuais ou não sistemáticos (SILVEIRA *et al.*, 2003; BURTON *et al.*, 2015). O presente trabalho, ao adotar uma metodologia padronizada e com maior esforço de amostragem, permitiu a detecção dessas espécies pela primeira vez na APIB, o que representa um avanço importante no conhecimento sobre a fauna local e valida a expectativa de sua ocorrência

Contudo, a baixa frequência de registros obtidos ainda não foi suficiente para alterar os padrões estatísticos de associação das espécies, que permaneceram fortemente ligadas ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI), conforme revelado pelas análises de Valor Indicador (IndVal) (DE CÁCERES; LEGENDRE, 2009). Essa condição destaca o papel da APIB como uma área funcional em processo de recolonização faunística, e reforça a importância de manter e ampliar o monitoramento ao longo do tempo, a fim de acompanhar possíveis alterações na distribuição e abundância dessas espécies sensíveis (DINIZ, 2020; CHAZDON, 2008; RIOS *et al.*, 2021).

Além disso, outras espécies exclusivas do PNI, como *Tapirus terrestris*, *Mazama rufa*, *Pecari tajacu* e *Panthera onca*, permanecem ausentes da APIB, o que, embora esperado, evidencia os limites atuais da conectividade funcional e da capacidade de suporte das áreas restauradas (HATFIELD *et al.*, 2018; TAMBOSI *et al.*, 2014). Dessa forma, os achados deste estudo não apenas confirmam parte das expectativas sobre a fauna regional, como também estabelecem uma linha de base confiável e replicável para futuras avaliações do avanço ecológico.

6.5 IMPLICAÇÕES DA PRESENÇA DE CÃES DOMÉSTICOS NA FAIXA DE PROTEÇÃO

A elevada incidência de cães domésticos em 69% dos pontos da APIB evidencia que, mesmo após quatro décadas de restauração florestal, os remanescentes da Faixa de Proteção ainda estão expostos à influência direta de áreas urbanizadas e rurais adjacentes. O ponto MF0208, com 59 registros, representa um foco concentrado de distúrbio e está situado na porção MEIO da área MF02, justamente no município de Missal, que apresenta histórico de ocupação via programas de reforma agrária e colonização agrícola.

A estrutura fundiária fragmentada dessa região, caracterizada por lotes menores e maior densidade de ocupações familiares, pode explicar tanto a elevada presença de cães quanto o distúrbio contínuo registrado nos pontos dessa área. A caracterização fundiária e estrutural do corredor ecológico COR-SFF revelou um ramo secundário de conectividade justamente em direção à MF02, cuja fragilidade estrutural parece se refletir também na sua funcionalidade ecológica. Além disso, a proximidade com áreas urbanas de Missal e a presença de estradas vicinais contribuem para a permeabilidade humana da paisagem, facilitando a circulação de cães e outros distúrbios antrópicos.

Em contraste, a área MF01 apresentou o menor número de cães domésticos registrados ($n = 8$), sendo a única APIB com ocorrência confirmada de *Dasyprocta azarae* (cutia), espécie indicadora do PNI segundo a análise IndVal. Apesar de MF01 também apresentar os menores índices de riqueza e diversidade, sua baixa perturbação antrópica — especialmente pela presença reduzida de cães — pode estar favorecendo o início de processos de recolonização faunística por espécies sensíveis, como a cutia, que são especialmente vulneráveis à predação por cães e requerem maior integridade ambiental (GUIMARÃES *et al.*, 2020).

Esses padrões demonstram que a função ecológica da conectividade depende não apenas da estrutura florestal e da continuidade vegetal, mas também do contexto socioeconômico e fundiário que molda a matriz da paisagem. Áreas com ocupação mais fragmentada e proximidade urbana, como MF02, tendem a manter pressões mais intensas sobre a fauna silvestre, enquanto remanescentes relativamente mais isolados, como MF01, podem atuar como refúgios estratégicos para a persistência ou recolonização de espécies nativas.

Nesse contexto, a presença e abundância de cães domésticos pode ser interpretada como um indicador funcional da pressão antrópica sobre as áreas restauradas. Uma alta densidade de cães tende a refletir não apenas a proximidade com moradias humanas, mas também o grau de permeabilidade da paisagem à ação antrópica, incluindo atividades como caça, circulação de pessoas e perturbações sonoras e comportamentais (HUGHES; MACDONALD, 2013). O uso de armadilhas fotográficas permite monitorar de forma sistemática esses padrões e, com isso, os cães

podem ser utilizados como sentinelas da integridade ecológica e como métrica indireta de pressão humana em corredores restaurados (HUGHES; MACDONALD, 2013).

Esse tipo de abordagem contribui com a gestão adaptativa da conectividade, permitindo o diagnóstico rápido de áreas críticas e o direcionamento de ações mitigadoras, como campanhas de esterilização, educação ambiental, instalação de barreiras físicas seletivas e reordenamento fundiário. Além disso, reforça a importância da integração entre conservação e ordenamento territorial, especialmente em regiões com mosaicos fundiários complexos, como ocorre ao longo da APIB.

6.6 CARACTERIZAÇÃO DO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE SÃO FRANCISCO FALSO (COR-SFF) E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS

A caracterização territorial do Corredor São Francisco Falso (COR-SFF), orientada pelo modelo de conectividade estrutural de TAMBOSI *et al.* (2024), revelou um traçado funcionalmente promissor para o deslocamento de mamíferos terrestres entre o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB). O modelo de conectividade apresenta uma bifurcação interna, por meio da qual o fluxo potencial se direciona prioritariamente à porção MF03, embora também se aproxime de áreas restauradas da MF02. O eixo de menor custo converge para MF03, que demonstrou, empiricamente, os maiores índices clássicos de diversidade, os maiores índices de conectividade (C_{max}), e desempenho superior nos resultados de NMDS, PERMANOVA e na análise da composição faunística, apresentando, portanto, maior similaridade com a comunidade do PNI. Esse alinhamento entre modelagem teórica e dados ecológicos reforça a utilidade do COR-SFF como ferramenta territorial para orientar ações de conservação e restauração na região (PARDINI *et al.*, 2010; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020).

A composição multifacetada da paisagem, com seus elementos bióticos, abióticos e antrópicos, atua como um complexo sistema de filtros e facilitadores que molda a mastofauna presente nas áreas restauradas e em transição (LAURANCE *et al.*, 2002; TAMBOSI *et al.*, 2014). Buscou-se compreender se a estrutura da paisagem proposta como mais conectada de fato se reflete na estrutura da comunidade de mamíferos das

áreas receptoras. Isso corrobora o modelo teórico de TAMBOSI *et al.* (2024). Isso reforça a importância de entender em detalhe a composição do COR-SFF para que ele possa ser manejado de maneira estratégica, aumentando sua permeabilidade e funcionalidade como corredor ecológico (RIBEIRO *et al.*, 2009; BEIER; NOSS, 1998; DURIGAN; ARONSON, 2013).

6.6.1 Estrutura Fundiária e Uso da Terra: Desafios e Oportunidades para a Conectividade

O padrão fundiário da região impõe desafios importantes: mais de 70% das propriedades têm até quatro módulos fiscais (<0,8 km²). Esse padrão fragmentado representa um desafio duplo para a conservação da mastofauna: por um lado, propriedades menores tendem a apresentar menor proporção de áreas legalmente protegidas, como Reservas Legais (RLs), comprometendo a manutenção da vegetação nativa (LOUREIRO; PINTO, 2015); por outro, a maior densidade de domicílios e pessoas nessas áreas pode intensificar os conflitos entre fauna e humanos, especialmente no caso de mamíferos de médio e grande porte (TEIXEIRA *et al.*, 2024). Além disso, políticas públicas voltadas à conectividade enfrentam dificuldades de implementação proporcionalmente maiores em contextos com alta fragmentação fundiária e populacional (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020; TAMBOSI *et al.*, 2014).

Essa condição fundiária é acompanhada por uma matriz produtiva fortemente permeada por atividades antrópicas, especialmente lavouras temporárias (21,79%), mosaicos agropecuários (18,17%) e pastagens (11,73%), que somam mais de 50% do uso do solo, contrastando com os 44,39% de cobertura florestal – um dado elevado para a região, mas ainda vulnerável à conversão do uso da terra (MAPBIOMAS, 2023; BOGONI *et al.*, 2024). As áreas urbanas (2,58%), embora não penetrem diretamente o eixo do corredor, já margeiam a faixa delimitada e sinalizam risco crescente de interrupção do fluxo faunístico no médio prazo, dadas as evidências de que ambientes urbanos próximos às bordas florestais podem restringir a ocorrência e o deslocamento de mamíferos (VILLASEÑOR *et al.*, 2014).

6.6.2 Atividades Produtivas e Pressão Antrópica como Barreiras Funcionais

Os mapas de calor das atividades produtivas revelam zonas de intensa intervenção humana ao longo do COR-SFF, associadas principalmente à pecuária bovina, suinocultura, avicultura e piscicultura. Essas cadeias produtivas, embora de grande importância econômica para a região, demandam infraestrutura, insumos e manejo intensivo, promovendo distúrbios contínuos na paisagem (GASCON *et al.*, 2000; BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2010). As áreas com maior densidade de produção concentram-se especialmente no início do corredor, no sentido do PNI à APIB, em especial no entorno do município de Céu Azul. Outro ponto de pressão significativa ocorre após o núcleo florestal das terras indígenas, abrangendo a ramificação do corredor que se estende em direção ao MF02, nas proximidades da cidade de Missal e margeando rodovias estaduais. Essa configuração territorial expõe MF02 a um gradiente crescente de perturbação antrópica, com provável impacto sobre a estrutura e funcionalidade da comunidade de mamíferos local (BAGER; FONTANA, 2011; ISBELL *et al.*, 2018).

Ao contrastar essas pressões com os padrões ecológicos observados, verifica-se que MF03 — principal destino do fluxo modelado por TAMBOSI *et al.* (2024) — além de apresentar maior conectividade estrutural, também apresenta uma paisagem menos impactada por atividades intensivas, o que pode explicar a maior integridade ecológica observada nessa área. Essa assimetria ajuda a interpretar a heterogeneidade da mastofauna ao longo do corredor. Assim, a distribuição das atividades produtivas na paisagem não apenas afeta a permeabilidade do corredor, como também ajuda a compreender os padrões de estrutura da mastofauna registrados entre os diferentes núcleos da APIB (PARDINI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009).

6.6.3 Áreas Legalmente Protegidas (APPs e RLs) e Remanescentes Florestais

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs) desempenham papel central na estruturação do corredor proposto, funcionando como elementos que, mesmo inseridos em uma matriz produtiva privada, podem sustentar a continuidade funcional da paisagem (RIBEIRO *et al.*, 2009; SOARES-FILHO *et al.*, 2014). As análises indicam que 9,46% da área do corredor está sobreposta a APPs, enquanto

as RLs somam 8,87% dentro dos limites do corredor. No entanto, para fins ecológicos, é relevante considerar a totalidade das RLs cuja área incide, mesmo que parcialmente, sobre o corredor — já que o deslocamento da fauna não se limita a fronteiras cartográficas (BRANCALION *et al.*, 2016). Quando se contabilizam todas essas RLs com sobreposição parcial, obtém-se uma área total de 29,8 km², equivalente a aproximadamente 15,7% da área total do corredor.

O que, embora significativo, é inferior à proporção de cobertura florestal nativa já existente no corredor (44,39%). Esse descompasso revela que há remanescentes florestais relevantes fora das zonas legalmente protegidas, os quais merecem atenção especial para manutenção e proteção futura, sob risco de degradação em contextos de pressão antrópica crescente (GARRASTAZU *et al.*, 2023; TAMBOSI *et al.*, 2024). Isso revela tanto oportunidades para conservação voluntária (como RPPNs) quanto riscos iminentes de perda em contextos de intensificação do uso do solo.

Do ponto de vista funcional, as RLs ganham relevância por estarem majoritariamente associadas a grandes propriedades rurais, caracterizadas por baixa densidade humana e menor grau de fragmentação. Essas áreas possuem potencial elevado para atuarem como stepping stones (fragmentos trampolim) no deslocamento da fauna, sobretudo pela sua sobreposição com o eixo central do corredor (PARDINI *et al.*, 2010; CAGNI *et al.*, 2022). Por outro lado, as APPs, ainda que nem sempre estejam florestadas, representam um potencial latente de restauração, especialmente por estarem vinculadas à legislação ambiental e incidirem sobre margens de cursos d'água — como é o caso da bacia do Rio São Francisco Falso, que estrutura o trecho principal do corredor em direção à área restaurada MF03 (BRASIL, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2009).

6.6.4 Barreiras Físicas Lineares e Estratégias de Mitigação

As barreiras físicas lineares — rodovias federais e estaduais — interferem diretamente na funcionalidade do corredor, especialmente nos pontos de conexão com áreas protegidas como o PNI e a APIB. Apesar disso, seus efeitos sobre a conectividade funcional da fauna podem ser mitigados por estratégias como passagens de fauna,

cercamento orientado e sinalização para redução de atropelamentos (GRILO *et al.*, 2020; ABRA *et al.*, 2021; BAGER *et al.*, 2022).

Dentre essas barreiras, destaca-se a BR-277, como um gargalo crítico à movimentação da fauna, com intenso fluxo de veículos. Essa rodovia intercepta o corredor no ponto de conexão com o Parque Nacional do Iguaçu, podendo funcionar como a principal barreira ao deslocamento de fauna entre o PNI e o restante do corredor. Da mesma forma, rodovias estaduais que cortam transversalmente os ramos que se dirigem a MF03 e MF02 — particularmente na ligação com a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional — também constituem entraves à conectividade (BAGER *et al.*, 2020; ALMEIDA *et al.*, 2021).

Esses pontos críticos coincidem justamente com os trechos onde o corredor se conecta diretamente às áreas protegidas de maior relevância biológica (PNI e APIB), o que amplia a urgência de intervenções mitigadoras nesses locais. Embora essas barreiras sejam fixas em sua localização e estrutura, o planejamento de ações direcionadas — como a instalação de ecodutos, passagens inferiores e vegetação guia — pode reduzir significativamente seus efeitos negativos sobre o fluxo de mamíferos terrestres (ABRA *et al.*, 2021; PESSANHA *et al.*, 2023).

Considerando que o COR-SFF foi apontado como a via de menor custo e maior conectividade estrutural entre PNI e APIB, a presença de rodovias em suas extremidades torna-se um fator prioritário de atenção para a viabilidade ecológica do corredor. Portanto, esses trechos de interseção entre a malha viária e o traçado do corredor devem ser tratados como áreas-chave para o planejamento regional da conservação e para a implementação de políticas públicas que conciliem mobilidade humana com conservação da biodiversidade (IBAMA, 2013; BAGER *et al.*, 2020).

6.6.5 Influência do Relevo e das Características Biofísicas na Estrutura do Corredor

A análise dos mapas de características biofísicas revela que a estrutura atual do corredor COR-SFF está fortemente associada ao padrão altimétrico e à morfologia do relevo da região. A conexão com o Parque Nacional do Iguaçu ocorre justamente na

porção mais elevada de todo o traçado do corredor, com altitudes que alcançam 768 metros. Essa região é caracterizada pelo ecótono da fitofisionomia de Floresta Ombrófila Mista com Estacionária Semidecidual (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), marcando um gradiente altitudinal que vai das cabeceiras do rio São Francisco Falso até a cota de 225 metros, correspondente ao nível máximo do reservatório de Itaipu, na altura da MF03.

Esse declive altitudinal natural orienta o fluxo da microbacia do São Francisco Falso desde áreas limítrofes ao PNI até a APIB, canalizando o corredor por uma paisagem moldada por encostas onduladas e margens de cursos d'água. Essas feições geológicas dificultam o uso intensivo da terra para atividades agropecuárias (BANKS-LEITE, C. et al. 2014), o que contribuiu para a permanência e resiliência de remanescentes florestais nas encostas e nas APPs ao longo do rio. Assim, o relevo atua como um aliado natural na manutenção da conectividade estrutural, funcionando como um elemento físico de proteção passiva da vegetação nativa (TABARELLI; AGUIAR, 2011).

O ramo do corredor que se volta a MF02 também apresentou-se como possível corredor por se beneficiar de encostas de morros florestadas, em sentido perpendicular às microbacias, mostrando-se relevante para estruturar a conexão e área de interflúvio (IBGE, 2012), sem a dependência de APP a margens de cursos d'água.

Essa configuração favoreceu a conservação da vegetação ao longo de todo o trajeto do corredor e, com o tempo, estabeleceu um caminho de menor resistência para o deslocamento da fauna — o que foi reconhecido posteriormente pelo modelo de conectividade estrutural como o trajeto de menor custo (TAMBOSI et al., 2024).

A altimetria com amplitude no corredor desempenha um papel ecológico singular ao conectar duas importantes fitofisionomias da Mata Atlântica: a Floresta Estacional Semidecidual, predominante nas margens do reservatório de Itaipu, áreas abaixo de 500m, e a Floresta Ombrófila Mista, presente nas porções elevadas do PNI, acima de 500 m. Essa integração potencializa o intercâmbio biológico entre comunidades com composições distintas (JOLY et al., 2014), conferindo ao COR-SFF uma importância

estratégica não apenas para a conectividade espacial, mas também para a conservação da diversidade ecológica e genética entre fitofisionomias distintas do bioma (LIMA *et al.*, 2020).

6.6.6 Densidade Demográfica, IDH e Implicações Ecológicas no Corredor

A análise espacial da densidade demográfica, com base nos dados do IBGE desagregados por setores rurais, revela que a maior parte da área do corredor COR-SFF se encontra em zonas de baixa densidade populacional. Essa característica demográfica está alinhada com a maior cobertura florestal remanescente observada ao longo do corredor, sugerindo que áreas menos povoadas tendem a manter maior integridade ecológica, com menor pressão antrópica direta (TABARELLI; AGUIAR, 2011; BURTON *et al.*, 2024)

No entanto, a região central do corredor abriga duas Terras Indígenas — Tekoha Añetete e Tekoha Itamarã — que, apesar de apresentarem a maior densidade populacional dentro do traçado, também concentram parte significativa da cobertura florestal. Esse aparente paradoxo pode ser atribuído ao uso diferenciado do solo nessas áreas, com práticas tradicionais e menor conversão intensiva para atividades agropecuárias mecanizadas (SILVA *et al.*, 2025; REDVERS *et al.*, 2023).

Apesar disso, a maior densidade humana pode representar desafios ecológicos, como a presença de animais domésticos, especialmente cães, que podem afetar a fauna silvestre local por predação, competição ou transmissão de doenças (GUEDES *et al.*, 2021; MARTINEZ *et al.*, 2013). É necessário, portanto, considerar essa complexidade na definição de estratégias de manejo e conservação, respeitando as especificidades socioculturais dessas comunidades (SILVA *et al.*, 2025).

Do ponto de vista do desenvolvimento humano, os municípios com maior extensão dentro do corredor — especialmente Diamante d'Oeste e Ramilândia — apresentam os menores Índices de Desenvolvimento Humano (IDH) da região (variando entre 0,63 e 0,74). Embora não se possa estabelecer uma relação causal direta, é possível que essas condições socioeconômicas estejam associadas à menor intensidade de uso produtivo

do solo e, por consequência, à maior preservação florestal observada nesses trechos (RANGEL *et al.*, 2007.; IBGE, 2020).

Em contraste, os municípios das extremidades do corredor, como Céu Azul e Santa Helena, têm os maiores IDHs da região e concentram áreas com maior intensidade de uso agropecuário, inclusive com práticas mais mecanizadas. Essas regiões coincidem com os pontos de ligação do corredor às áreas protegidas da APIB e do PNI e são justamente os locais onde se observam maiores fragmentações e barreiras antrópicas à conectividade. Dessa forma, a porção central do corredor se destaca como uma zona relativamente menos impactada por atividades produtivas intensivas, porém mais vulnerável socialmente, exigindo ações integradas que conciliem conservação da biodiversidade com justiça socioambiental e apoio às comunidades locais (BUSTAMANTE *et al.*, 2019; BILLÉ; PIRARD; PADHIYAR, 2020).

6.6.7 Malha Florestal de Entorno: Ampliando a Conectividade Regional

Por fim, destaca-se a existência de 198,05 km² (19.800 hectares) de vegetação florestal conectada diretamente ao buffer do corredor — ou seja, fragmentos estruturais que mantêm continuidade funcional com o eixo do COR-SFF — redesenha o entendimento da conectividade regional entre a APIB e o PNI. Essa malha florestal representa uma rede de suporte periférica que vai além da faixa central modelada por TAMBOSI *et al.* (2024), ampliando consideravelmente o potencial de conectividade funcional.

Embora o modelo de menor custo tenha identificado o traçado ideal com base em distância e continuidade florestal, a ecologia da paisagem revela que os animais não respeitam limites artificiais: seu deslocamento é mediado pela estrutura conectiva da matriz florestal, incluindo áreas fora do buffer estrito (METZGER, 2001; UMETSU; PARDINI, 2007; CAGNI *et al.*, 2020).

Esses 198,05 km² de vegetação conectada — o equivalente a 19 mil hectares — correspondem a cerca de 52% de toda a área da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (margem brasileira) e aproximadamente 10% da área do Parque Nacional do Iguaçu.

Essa proporção revela não apenas o papel estratégico do COR-SFF em si, mas também a importância da paisagem florestal conectada ao seu redor. Considerando que parte significativa dessa vegetação se encontra fora de áreas legalmente protegidas (RLs e APPs), mas estruturalmente conectada, seu status de conservação é particularmente sensível a mudanças no uso do solo (RIBEIRO *et al.*, 2009; MARTENSEN *et al.*, 2017). Portanto, deve ser considerada prioritária em estratégias de monitoramento, fomento à conservação voluntária e criação de instrumentos de proteção formal, como exemplo Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) (LOPES *et al.*, 2015).

Essa malha florestal de entorno, ao atuar como uma extensão funcional do corredor, reforça ainda mais a importância ecológica da conexão entre o PNI e a APIB, especialmente na direção de MF03, e na bacia do Rio São Francisco Falso, que já apresenta os melhores indicadores de conectividade estrutural, riqueza e composição faunística.

Assim, o corredor deve ser compreendido não apenas como uma faixa linear, mas como um eixo central de uma rede mais ampla de conectividade estrutural, cujo manejo articulado pode determinar o sucesso da restauração ecológica na região (JOLY *et al.*, 2014; CAGNI *et al.*, 2020).

As entradas foram organizadas em ordem alfabética para facilitar a consulta. Notei que algumas referências de autores com o mesmo sobrenome e ano (como Tambosi *et al.*, 2024) podem se referir a publicações diferentes. Neste caso, mantive as duas entradas por terem títulos distintos.

7 CONCLUSÕES

A avaliação da comunidade de mamíferos de médio e grande porte nas áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e sua comparação com o remanescente do Parque Nacional do Iguaçu (PNI) revelaram contribuições cruciais para o entendimento da restauração ecológica na Mata Atlântica. Os resultados indicam que a hipótese de uma convergência funcional plena das áreas restauradas com o PNI deve ser interpretada com cautela: a APIB não se consolidou como o PNI, mas sim como um ecossistema com identidade ecológica própria, valiosa e distinta.

A diversidade de mamíferos na APIB reflete um gradiente de conectividade na paisagem. A validação empírica do modelo teórico do corredor de menor custo para o fluxo de fauna, o São Francisco Falso (COR-SFF), demonstrou que a área de destino (MF03) apresenta consistentemente os melhores indicadores de riqueza, diversidade e conectividade, destacando sua relevância ecológica. Essa constatação, aliada à heterogeneidade da paisagem e à natureza linear da APIB, ajuda a explicar o porquê abriga predominantemente espécies generalistas, mas ainda é capaz de sustentar uma assembleia diversa de táxons, evidenciando a complexidade dos ecossistemas restaurados. A amostragem foi suficiente para caracterizar a comunidade, porém esforços contínuos e sazonais, incluindo áreas mais distantes do PNI, tendem a refinar a compreensão sobre quais espécies transitam e quais se estabelecem, como sugerem registros raros de espécies sensíveis, a exemplo do tamanduá-bandeira. A alta incidência de cães domésticos em áreas de maior ocupação humana, por exemplo, destaca o papel de fatores socioecológicos como sentinelas da pressão antrópica.

A estrutura restaurada ao longo de quatro décadas oferece recursos que permitem o trânsito e, em alguns casos, a recolonização de espécies mais sensíveis, como a cutia, a paca e a jaguatirica. Apesar das limitações impostas por filtros ecológicos inerentes a ambientes de borda e paisagens antropizadas, a APIB cumpre papel essencial para a conservação regional, tanto como habitat temporário quanto como corredor de dispersão. A presença de espécies ameaçadas em níveis regional e nacional, em quantidades próximas às do PNI, reforça seu valor como abrigo e rota de conexão entre núcleos

florestais, fomentando a resiliência da fauna e o êxito do projeto de restauração conduzido pela Itaipu Binacional.

As análises de diversidade beta confirmaram a distinção entre a comunidade sensível do PNI e a mais generalista da APIB. A identificação de espécies indicadoras (IndVal) permitiu estabelecer um ranqueamento de espécies-alvo para monitoramento, definindo metas realistas para enriquecimento, manejo e considerando, inclusive, a possibilidade de translocação para espécies como alternativa. Além de orientar estratégias de gestão, a definição dessas espécies reafirma o potencial dos mamíferos de médio e grande porte como indicadores do sucesso e do amadurecimento da biodiversidade em processos de restauração ecológica. O monitoramento contínuo foi essencial para acompanhar mudanças, trânsito, estabilização ou recolonização progressiva da mastofauna em áreas restauradas, permitindo avaliar a efetividade ou a necessidade de ajustes em medidas de manejo e mitigação diante de alterações na paisagem.

Os resultados deste estudo oferecem subsídios concretos para o planejamento estratégico da Itaipu Binacional e de demais gestores da paisagem, orientando políticas de restauração, criação de áreas privadas de proteção e mitigação de impactos de empreendimentos lineares. Essas evidências também apoiam mecanismos de valorização ambiental, como certificações e créditos de biodiversidade. A proteção contínua do PNI, como área-fonte essencial de biodiversidade, deve ser combinada ao manejo estratégico dos corredores e ao engajamento das comunidades locais. Nesse contexto, APIB e PNI configuram um sistema complementar, em que o PNI atua como núcleo de biodiversidade e a APIB como corredor restaurado de alta relevância ecológica, cuja manutenção e fortalecimento são decisivos para a conservação da mastofauna da Mata Atlântica regional.

Em síntese, a conservação na APIB deve ser compreendida e gerida de forma integrada à paisagem onde se insere, com PNI e APIB funcionando em conjunto para assegurar a resiliência de toda a paisagem da Mata Atlântica na região.

8 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados desta pesquisa, que validam a conectividade entre as áreas restauradas da Faixa de Proteção da Itaipu Binacional (APIB) e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), as seguintes recomendações são propostas para fortalecer a gestão e a funcionalidade ecológica na paisagem:

8.1 APRIMORAMENTO DO MONITORAMENTO E DA GESTÃO DA FAUNA

Estudos de Conectividade Funcional: Sugere-se a realização de estudos de genética populacional para as espécies compartilhadas entre PNI e APIB, a fim de identificar o fluxo gênico e avaliar a efetividade da conexão. Adicionalmente, estudos de movimentação por meio de coleiras GPS podem ser conduzidos em espécies-alvo para mapear rotas de dispersão, uso de habitat e o papel da APIB como rota de trânsito ou área de estabelecimento.

Indicadores de Maturidade Ecológica: O monitoramento contínuo das áreas da APIB, com amostragem em diferentes estações, é crucial para refinar os indicadores de sucesso da restauração. A implementação de um estudo de distribuição funcional da comunidade de mamíferos, com base nas espécies indicadoras já identificadas, permitirá compreender a contribuição da mastofauna para a manutenção e evolução da floresta em restauração. Além disso, é fundamental que o monitoramento seja expandido aos remanescentes florestais que compõem os corredores, a fim de avaliar a funcionalidade de toda a matriz da paisagem.

8.2 MANEJO ESTRATÉGICO DA PAISAGEM E ENGAJAMENTO COMUNITÁRIO

Mitigação de Barreiras: É fundamental que as ações de manejo foquem na mitigação das barreiras físicas (como rodovias) e das pressões antrópicas. A alta incidência de cães domésticos e a presença de rodovias e outras infraestruturas lineares representam os principais gargalos. Recomenda-se a implementação de estudos de

manejo dos cães domésticos, assim como a instalação e o monitoramento de passagens de fauna nos trechos críticos do corredor.

Proteção e Valorização de Remanescentes: O sucesso do corredor depende da integridade da malha florestal. Recomenda-se a valorização e a proteção de remanescentes florestais em Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), Reservas Legais (RLs) e Áreas de Preservação Permanente (APPs), assim como a restauração de áreas degradadas para fortalecer os elos do corredor.

Engajamento e Conscientização: O envolvimento de proprietários e comunidades vizinhas à APIB e ao corredor em ações de educação ambiental e monitoramento participativo é fundamental para o sucesso das estratégias de conservação.

8.3 EXPANSÃO DO DIAGNÓSTICO SOBRE A MALHA DE CONECTIVIDADE REGIONAL

Caracterização de Corredores: Caracterizar os demais corredores potenciais identificados de custo mínimo no modelo de Tambosi et al. (2024), comparando seus atributos de paisagem com os do COR-SFF. Essa análise permitirá redefinir e otimizar a malha de conectividade na região, incluindo a avaliação de um potencial corredor com o Parque Nacional de Ilha Grande.

As recomendações propostas buscam traduzir as evidências científicas em diretrizes de gestão práticas, assegurando que o êxito do projeto de restauração da Itaipu Binacional se consolide de forma integrada e duradoura na paisagem, contribuindo para a conservação do meio ambiente em um território próspero repleto de qualidade de vida.

9 REFERÊNCIAS BLIOGRÁFICAS

ABRA, F. D. et al. An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. **Heliyon**, v. 7, n. 1, e06015, 2021.

ALMEIDA, L. B. et al. Mitigating road barrier effects for small mammals: evidence from wildlife passages in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 261, 109236, 2021.

ALVARES, C. A. et al. Atualização do mapa de classificação climática de Köppen–Geiger para o Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 2, p. 1–21, 2014.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.

ASCENSÃO, F. et al. Effects of roads on terrestrial vertebrate fauna: identifying thresholds for mitigation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 1913–1935, 2013.

BAGER, A. et al. Passagens de fauna no Brasil: diretrizes e recomendações. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, 2022. 128 p.

BAGER, A. et al. Wildlife roadkill in Brazil: how can spatial patterns inform road ecology? **Natureza & Conservação**, v. 18, n. 1, p. 10–21, 2020.

BAGER, A.; FONTANA, C. S. Atropelamentos de fauna silvestre em rodovias do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 26, n. 2, p. 293–297, 2011.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241–1252, 1998.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, e0129818, 2015.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A. et al. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. **Science**, Washington, v. 356, n. 6334, p. 180–183, 2017.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1307–1316, 2010.

BENNETT, A. F. **Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation**. 2. ed. Gland: IUCN, 2003.

BILLÉ, R.; PIRARD, R.; PADHIYAR, N. Biodiversity conservation and poverty alleviation: a way out of the impasse? **Sapiens**, n. 13, p. 1452–1468, 2020.

BOGONI, J. A. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic Forest remnant. **Scientific Reports**, v. 10, 5234, 2020a.

BOGONI, J. A. et al. Landscape features lead to shifts in Neotropical mammal community structure. **Scientific Reports**, v. 10, 13042, 2020b.

BOGONI, J. A. et al. Using historical habitat loss to predict contemporary mammal extirpations in Neotropical forests. **Conservation Biology**, v. 38, n. 1, p. 123–134, 2024.

BRANCALION, P. H. S. et al. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 368, p. 165–173, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração da Mata Atlântica? **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 373–388, 2013.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2012.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and Laboratory Methods for General Ecology**. 2. ed. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1984.

BUENO, A. S. et al. Landscape context and local-scale predictors of mammal diversity in fragmented Brazilian Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 4, 2018.

BURTON, A. C. et al. Mammal responses to global changes in human activity vary by trophic group and landscape. **Nature Ecology & Evolution**, v. 8, n. 5, p. 924–935, 2024.

BURTON, A. C. et al. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 675–685, 2015.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 3, p. 1–25, 2019.

CÁCERES, N. C. et al. Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 27, n. 4, p. 678–694, 2002.

CAGNI, R. et al. Corredores ecológicos e redes de conectividade: uma proposta para a Mata Atlântica do Sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 18, n. 1, p. 50–60, 2020.

CAGNI, T. A. et al. Análise da rede de conectividade de remanescentes florestais e proposta de corredores ecológicos. **Revista Árvore**, v. 46, e4633, 2022.

CAMPOS, W. H. et al. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429–437, 2012.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 149, n. 1, p. 5–13, 2012.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71–82, 1999.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993.

COLWELL, R. K. et al. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717–2727, 2004.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Org.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, e1701345, 2017.

CRUZ, P. et al. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 13, n. 8, e0200806, 2018.

CULLEN JR., L. et al. Jaguars as landscape detectives for the Upper Paraná River corridor, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 3, p. 43–58, 2005.

CUNHA, H. F. et al. Desmatamento da Mata Atlântica no Brasil: uma revisão sobre o impacto do uso e ocupação do solo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 4, p. 1957–1972, 2020.

DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. The loss of biodiversity and its implications for human well-being. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 344, n. 1309, p. 29–35, 1995.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566–3574, 2009.

DE LA SANCHA, N. U. et al. Identifying structural connectivity priorities in eastern Paraguay's fragmented Atlantic Forest. **Scientific Reports**, v. 11, art. 16129, 2021.

DE OLIVEIRA, D. A. et al. Impacto de cães domésticos na fauna nativa: uma revisão sistemática da literatura científica brasileira. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 306–313, 2020.

DERHÉ, M. A. et al. Recovery of mammal diversity in tropical forests: a functional approach to measuring restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 778–786, 2018.

DINIZ, M. F. et al. Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 1, p. 41–58, 2020.

DUARTE, J. M. B. et al. Avaliação do risco de extinção da anta brasileira (*Tapirus terrestris*) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 1, p. 103–116, 2012.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.

DURIGAN, G.; ARONSON, J. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Cerrado and Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 564–568, 2013.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2013. 353 p.

ESTES, J. A. et al. Trophic downgrading of planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. 619 p.

FRANKHAM, R. et al. **Introduction to conservation genetics**. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas da Mata Atlântica: remanescentes florestais e ecossistemas associados no período de 1985 a 2020**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2021.

GALETTI, M. et al. Defaunation of large mammals and its consequences for plant recruitment in a fragmented Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 142, n. 11, p. 2445–2452, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. (Org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica; Conservação Internacional, 2005.

GANN, G. D. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1–S46, 2019.

GARRASTAZU, M. C. et al. **Inventário Florestal Nacional – Resultados do Paraná**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2023. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/>. Acesso em: 31 jul. 2025.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 223–229, 2000.

GRILO, C. et al. Roadkill risk and population vulnerability in European vertebrates. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 18, n. 6, p. 323–328, 2020.

GUEDES, J. J. M. et al. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 1, p. 45–58, 2021.

GUIMARÃES, A. L. S. et al. Plasticity in the timing of activity in the Red-rumped Agouti, *Dasyprocta leporina* (Mammalia: Rodentia), in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 37, e49542, 2020.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HATFIELD, J. H. et al. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 215–220, 2018.

HILTY, J. A. et al. **Corridor Ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation**. 2. ed. Washington, DC: Island Press, 2020.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23, 1973.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the impacts of domestic dogs on wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, 2013.

HUMADA, J. A. et al. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities using camera-trap data: A tool for conservation. **Biotropica**, v. 43, n. 4, p. 512–516, 2011.

IAT – INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Resolução nº 25/2024**. Lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna silvestre do estado do Paraná. Curitiba: IAT, 2024.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Guia de boas práticas para a mitigação de impactos de rodovias sobre a fauna silvestre**. Brasília, 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas do Censo Demográfico 2010**. Brasília: IBGE, 2020.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da população residente para os municípios e para as Unidades da Federação com data de referência em 1º de julho de 2019**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de geomorfologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 92 p.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE**. Brasília: ICMBio, 2018.

IPBES – INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Bonn: IPBES Secretariat, 2019.

ISELL, F. et al. Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. **Ecology Letters**, v. 21, n. 6, p. 763–778, 2018.

ITAIPU BINACIONAL. **Programa de Restauração da Mata: histórico e diretrizes**. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 2020. 48 p.

JOLY, C. A. et al. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, v. 346, n. 6210, p. 1270–1271, 2014.

JORGE, M. L. S. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, 2013.

KAYS, R. et al. Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. **International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks**, v. 1, n. 2, p. 19–29, 2011.

KINDLMANN, P.; BUREL, F. Connectivity measures: a review. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 879–890, 2008.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439–449, 2008.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324–1334, 2014.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LENTINI, M. W. et al. Dogs can be effective indicators of human disturbance in protected areas. **Biological Conservation**, v. 244, 108529, 2020.

LETCHER, S. G. et al. Environmental gradients and the evolution of successional habitat specialization: A test with 14 Neotropical forest sites. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 5, p. 1276–1290, 2015.

LIMA, R. A. F. et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? An analysis of biodiversity knowledge gaps. **Biological Conservation**, v. 251, 108760, 2020.

LOPES, L. E. et al. Reservas Particulares do Patrimônio Natural: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. **Conservação da Natureza**, v. 13, n. 2, p. 78–88, 2015.

LOUREIRO, C.; PINTO, L. F. G. O novo Código Florestal e os imóveis rurais: impactos sobre as áreas de Reserva Legal. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n. 1, p. 73–90, 2015.

LOUREIRO, D. et al. Long-term persistence of the large mammal lowland tapir is at risk in the largest Atlantic Forest corridor in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 843, 156968, 2022.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

MAGIOLI, M. et al. Connectivity maintains mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 5, p. 499–511, 2015.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. 2. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

MAPBIOMAS. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. [S.l.]: MapBiomass, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 30 jul. 2025.

MARTENSEN, A. C. et al. Corridors in fragmented landscapes: what is the extent of connectivity and how does it affect species richness? **Biological Conservation**, v. 214, p. 312–319, 2017.

MARTINEZ, E. et al. Domestic dogs in rural area of fragmented Atlantic Forest: potential threats to wild animals. **Ciência Rural**, v. 43, n. 11, p. 1998–2003, nov. 2013.

MCRAE, B. H. et al. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2712–2724, 2008.

MEEK, P. D. et al. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 9, p. 2321–2343, 2014.

MELO, F. P. L. et al. A review of threshold responses of birds and mammals to landscape structure in the Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 5, p. 1391–1401, 2017.

MENDES, C. P. et al. Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. **Biological Conservation**, v. 241, 108257, 2020.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1–9, 2001.

MMA – BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica: a floresta que resiste**. Brasília, DF: MMA, 2022.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

O'BRIEN, T. G. Abundância, densidade e abundância relativa: um arcabouço conceitual. In: O'CONNELL, A. F. et al. (Org.). **Câmeras trap em ecologia animal: métodos e análises**. Tokyo: Springer, 2011. p. 71–96.

O'CONNELL, A. F. et al. (Org.). **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011.

OKSANEN, J. et al. **vegan: community ecology package**. R package version 2.5-7, 2020.

OLIVEIRA, R. R. Mata Atlântica, paleoterritórios e história ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 1–18, 2007.

PAGLIA, A. P. et al. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. 2. ed. Belo Horizonte: Conservation International, 2012.

PAN, Y. et al. Spatial and temporal scales of landscape structure affect the biodiversity–landscape relationship across ecologically distinct species groups. **Landscape Ecology**, v. 37, p. 2311–2325, 2022.

PAOLINO, R. M. et al. Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 874–884, 2019.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, e13666, 2010.

PARDINI, R. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes: eight hypotheses for testing in the real world. **Landscape Ecology**, v. 20, p. 261–273, 2005.

PARDINI, R. et al. O papel da estrutura da floresta, tamanho de fragmentos e corredores na manutenção da abundância e diversidade de pequenos mamíferos em uma paisagem de Mata Atlântica. In: CULLEN JR., L. et al. (org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2004. p. 233–252.

PEEL, M. C. et al. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633–1644, 2007.

PESSANHA, L. A. et al. Danger under wheels: mammal roadkills in the threatened lowland Atlantic Forest in southeast Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 113, e2023007, 2023.

ITAIPU BINACIONAL. Áreas protegidas da Itaipu Binacional: desafios para a conservação em paisagens antrópicas. In: PIANA, F. A.; TELLES, F. B. (Org.). **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas da Itaipu Binacional**. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 2019. p. 35–61.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, v. 13, p. 131–144, 1966.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 561–574, 2009.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.

PROJETO ONÇAS DO IGUAÇU. **Relatório de monitoramento 2018–2024**. Foz do Iguaçu: Parque Nacional do Iguaçu, 2024. 72 p.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RABINOWITZ, A.; ZELLER, K. A. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. **Biological Conservation**, v. 143, n. 4, p. 939–945, 2010.

RANGEL, T. et al. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. **Applied Geography**, v. 27, n. 1, p. 14–27, 2007.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIOS, E. et al. Spatial predictors and species' traits: evaluating what really matters for medium-sized and large mammals in the Atlantic Forest, Brazil. **Mammal Review**, v. 52, n. 2, p. 236–251, 2021.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 491–522, 2004.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROVERO, F.; ZIMMERMANN, F. **Camera trapping for wildlife research**. Exeter: Pelagic Publishing, 2016.

SANTOS, F. S.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 151–158, 2012.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: SER, 2004.

SILVA, D. P. da; TABARELLI, M. Forest recovery and biodiversity conservation in a fragmented tropical landscape. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 187–193, 2018.

SILVA, D. S. et al. Importância das Reservas Legais para a conservação da biodiversidade: uma análise baseada na Flora e Fauna da Mata Atlântica. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 1, p. 14–27, 2021.

SILVA, E. C. et al. The importance of traditional communities in biodiversity conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 34, n. 2, p. 685–714, 2025.

SILVA, J. M. C. et al. **A Mata Atlântica: uma síntese para a conservação**. São Paulo: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2015.

SILVEIRA, L. et al. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, v. 114, n. 3, p. 351–355, 2003.

SIQUEIRA, T. et al. How to measure beta diversity? A synthesis of concepts and methods. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 574–591, 2012.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

SOUZA JUNIOR, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

SUTER, L. et al. Landscape connectivity and mammal movement in fragmented tropical forests. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108–289, 2020.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V. D. Fragmentação da vegetação e conservação da biodiversidade na Mata Atlântica. In: RIBEIRO, M. C. et al. (org.). **Ecologia e conservação da Mata Atlântica**. São Paulo: RIMA, 2011. p. 187–198.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V. D. Influência do relevo sobre a distribuição de espécies e padrões de diversidade na Mata Atlântica. In: RIBEIRO, M. C. et al. (org.). **Ecologia e conservação da Mata Atlântica**. São Paulo: RIMA, 2011. p. 113–126.

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration in conservation priority areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 1209–1216, 2014.

TAMBOSI, L. R. et al. Modelo de conectividade da fauna para a região da Faixa de Proteção de Itaipu. **Relatório técnico**. São Paulo: Universidade de São Paulo – NAPEC/ESALQ, 2024.

TAMBOSI, L. R. et al. Modelo de conectividade estrutural para mamíferos terrestres de médio e grande porte entre o Parque Nacional do Iguaçu e a Faixa de Proteção da Itaipu Binacional. **Relatório Técnico**. São Paulo: NIT/USP, 2024. (no prelo).

TEIXEIRA, L. et al. Linking human and ecological components to understand human–wildlife conflicts across landscapes and species. **Biological Conservation**, v. 280, 109879, 2024.

TERMO DE ACORDO E COOPERAÇÃO TÉCNICA Itaipu Binacional – ICMBio – Parque Nacional do Iguaçu. Foz do Iguaçu, 2025. 12 p.

TOBLER, M. W. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, 2008.

TSCHARNTKE, T. et al. Global food security, biodiversity, and ecosystem services. **Science**, v. 336, n. 6083, p. 770–773, 2012.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517–530, 2007.

VELOSO, H. P. et al. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VILLASEÑOR, N. R. et al. Urbanization impacts on mammals across urban–forest edges and a predictive model of edge effects. **PLOS ONE**, v. 9, n. 5, p. e97036, 2014.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, 2007.