UNIVERSIDADE POSITIVO
FLÁVIA HELOÍSA RODRIGUEZ

ASPECTOS FUNCIONAIS DA AVIFAUNA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ 3

CURITIBA
2024

FLÁVIA HELOÍSA RODRIGUEZ

ASPECTOS FUNCIONAIS DA AVIFAUNA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ 3

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo como requisito para a obtenção do título de Mestre em Gestão Ambiental.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Limont

Linha de pesquisa: B - Planejamento, Conservação e Desenvolvimento Socioambiental

Projeto associado: Planejamento e implantação de métodos de diagnóstico, intervenção e controle ambiental

CURITIBA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central – Universidade Positivo

R696 Rodriguez, Flávia Heloísa.
Aspectos funcionais da avifauna na restauração ecológica: a conectividade da paisagem na bacia hidrográfica do Paraná 3 / Flávia Heloísa Rodriguez. — Curitiba : Universidade Positivo, 2024.
87 f. ; il. color.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental – Universidade Positivo, 2024.
Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Limont.

1. Gestão ambiental. 2. Dispersão de sementes 3. Corredor ecológico. 4. Avifauna. 5. Espécies ameaçadas. I. Limont, Marcelo. II. Título.

CDU 556.51(816.2)

Uma vez, um passarinho me disse...

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos céus, ao
Universo, ao caminho... e aos
caminhantes...

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo, sendo ainda um dos maiores *hotspots* para a conservação, principalmente devido ao seu alto grau de endemismo, diversidade e grande número de espécies ameaçadas. A restauração ecológica se contrapõe ao cenário atual de perda de espécies, fomentando a intervenção direta nas áreas degradadas com o objetivo de restaurar a resiliência dos processos ecossistêmicos pré-existentes, com base em um ecossistema de referência, além de fornecer um incremento de habitat para as espécies através do aumento da conectividade da paisagem. Desta forma, o objetivo desta dissertação foi propor um método de análise dos aspectos funcionais de dispersão de sementes pela avifauna que contribuem para ações de restauração ecológica e conectividade da paisagem na Bacia Hidrográfica do Paraná 3 (BP3). Parte-se do pressuposto que processos ecológicos como a dispersão de sementes pela avifauna colaboram para a restauração ecológica por meio das interações fauna-flora. Metodologicamente, as aves foram selecionadas como organismo-modelo, pelo fato de consumirem grande quantidade de frutos e capacidade de dispersão por diferentes tipos de ambientes, potencializando processos de restauração e conectividade da paisagem. Como modelo de referência territorial foi selecionado o Parque Nacional do Iguaçu, dada sua integridade ecosistêmica e proximidade com a BP3. Para seleção das espécies-chave potencialmente dispersoras, seguiram-se as etapas: (i) levantamento das espécies de aves que ocorrem nesta área com base na bibliografia disponível e incluindo seu status de conservação conforme dados da IUCN; (ii) levantamento dos tipos de habitat que ocupam estas espécies, e, (iii) estudo de preferência alimentar. Neste sentido, os requerimentos de habitat das espécies selecionadas foram levantados no sentido de compreender como elas utilizam a paisagem, para extrapolar e aplicar estes dados na avaliação da composição da paisagem no 3º trecho da BP3. Esta etapa da pesquisa resultou no levantamento de 519 espécies de aves para o ecossistema de referência e região da BP3, com destaque para 38 espécies ameaçadas, 63 espécies frugívoras e 71 espécies que utilizam o habitat florestal de forma restrita. Através destes critérios foram selecionadas duas espécies *Procnias nudicollis* e *Pteroglossus bailloni* enquanto dispersores potenciais de sementes na paisagem. Porém, quando o habitat florestal não foi considerado de forma exclusiva, obtivemos sete espécies classificadas como sendo importantes dispersores, representantes de cinco famílias: Cracidae (*Crax fasciolata*, *Penelope superciliaris* e *Pipile jacutinga*), Cotingidae (*Procnias nudicollis*), Fringillidae (*Euphonia chalybea*), Ramphastidae (*Pteroglossus bailloni*) e Psittacidae (*Amazona pretrei*). Desta forma, o método construído pode colaborar com planejamento de áreas de restauração ecológica com base na avifauna frugívora de um ecossistema de referência, contribuindo não apenas para a conectividade estrutural da paisagem, mas também na promoção de sua funcionalidade.

Palavras-chave: dispersão de sementes, corredor ecológico, avifauna, espécies ameaçadas

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most threatened biomes in the world, and it is also one of the major hotspots for conservation, mainly due to its high degree of endemism, diversity, and large number of threatened species. Ecological restoration opposes the current scenario of species loss by promoting direct intervention in degraded areas with the aim of restoring the resilience of pre-existing ecosystem processes, based on a reference ecosystem, and providing an increase in habitat for species through enhanced landscape connectivity. Thus, the objective of this dissertation was to propose a method for analyzing the functional aspects of seed dispersal by avifauna that contribute to ecological restoration actions and landscape connectivity in the Paraná 3 Watershed (BP3). It is assumed that ecological processes such as seed dispersal by avifauna contribute to ecological restoration through fauna-flora interactions. Methodologically, birds were selected as a model organism because they consume a large amount of fruit and have the ability to disperse seeds across different types of environments, enhancing restoration processes and landscape connectivity. The Iguaçu National Park was selected as the territorial reference model due to its ecosystem integrity and proximity to BP3. For the selection of key potential disperser species, the following steps were followed: (i) survey of bird species occurring in this area based on available literature and including their conservation status according to IUCN data; (ii) survey of the types of habitats these species occupy; and (iii) study of food preferences. In this regard, the habitat requirements of the selected species were surveyed to understand how they use the landscape, in order to extrapolate and apply these data in the evaluation of the landscape composition in the 3rd section of BP3. This stage of the research resulted in the survey of 519 bird species for the reference ecosystem and BP3 region, highlighting 38 threatened species, 63 frugivorous species, and 71 species that use the forest habitat in a restricted manner. Through these criteria, two species, *Procnias nudicollis* and *Pteroglossus bailloni*, were selected as potential seed dispersers in the landscape. However, when the forest habitat was not considered exclusively, we obtained seven species classified as important dispersers, representing five families: Cracidae (*Crax fasciolata*, *Penelope superciliaris*, and *Pipile jacutinga*), Cotingidae (*Procnias nudicollis*), Fringillidae (*Euphonia chalybea*), Ramphastidae (*Pteroglossus bailloni*), and Psittacidae (*Amazona pretrei*). Thus, the method developed can assist in planning ecological restoration areas based on the frugivorous avifauna of a reference ecosystem, contributing not only to the structural connectivity of the landscape but also to the promotion of its functionality.

Keywords: seed dispersal, ecological corridor, avifauna, threatened species.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução da cobertura e uso da terra, entre os anos de 1985-2022, no bioma Mata Atlântica. Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023) 15

Figura 2 – Evolução anual da cobertura e uso da terra (1985-2022), com destaque para as principais classes de uso do solo: vegetação nativa, pecuária e agricultura. Fonte: Dados MapBiomas (2023) 20

Figura 3 – Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná. Fonte: PDA/MMA (2012) 24

Figura 4 – Avaliação das transições de uso e ocupação da região da BP3 (em cinza). Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023) 26

Figura 5 – Regeneração de Remanescentes Florestais na Mata Atlântica, com recorte para o estado do Paraná. Fonte: SOS Mata Atlântica/INPE (2017) 27

Figura 6 – Recorte da área de influência direta da ITAIPU Binacional, com detalhe para o Refúgio Biológico de Santa Helena, área reflorestada de quase 1.500 hectares. Fonte: SOS Mata Atlântica/INPE (2017) 28

Figura 7 – Estrutura das Categorias da Lista Vermelha da IUCN 45

Figura 8 – Representação do método utilizado para a seleção das espécies-alvo, através da soma de todos os critérios utilizados 46

Figura 9 – Diagrama de Sankey, indicando as transições que ocorreram no uso e ocupação do solo, na região da BP3, entre os anos de 1985-2022, com destaque para o incremento de floresta. Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023) 67

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Distribuição taxonômica das 519 espécies da avifauna registradas na região do ecossistema de referência: 22 ordens, 66 famílias e 351 gêneros 49

Gráfico 2 – Distribuição das espécies nas ordens correspondentes 49

Gráfico 3 – Distribuição das espécies de acordo com o risco de ameaça de extinção 51

Gráfico 4 – Distribuição das espécies frugívoras/nectívoras nas famílias correspondentes 52

Gráfico 5 – Número total de espécies registradas (519 sps.) distribuídas por categoria de análise: número total (519 sps), sendo 71 com hábito estritamente florestal, 63 com hábito frugívoro/nectívoro e 38 espécies ameaçadas, resultando em duas espécies selecionadas 54

Gráfico 6 – Distribuição das 519 espécies registradas nas categorias de análise: 71 que ocupam o habitat florestal, 63 com hábito alimentar frugívoro/nectívoro, 38 espécies ameaçadas, resultando em sete espécies-alvo para a restauração ecológica 54

Gráfico 7 – Distribuição dos fragmentos nas categorias de distâncias, em metros 65

LISTA DE MAPAS

Mapa 01 – Área da BP3 com as classes de uso do solo. Fonte: Coleção 8, Plataforma de dados MapBiomas (2023) 42

Mapa 02 – Área da BP3 com a reclassificação das classes de uso do solo, extraída da Plataforma MapBiomas 62

Mapa 03 – Categorização das distâncias calculadas entre os fragmentos, de acordo com dados classificados como floresta 64

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Representantes de cada uma das espécies selecionadas 55

LISTA DE SIGLAS

APP – Área de Preservação Permanente
BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BP3 – 3º trecho da Bacia do rio Paraná
CO_2 – Dióxido de carbono
FES – Floresta Estacional Semidecidual
FunBio – Fundo Brasileiro para a Biodiversidade
ha - hectares
IAP – Instituto Ambiental do Paraná (atual IAT)
IF – Instituto Florestal/Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
Mha – Milhões de hectares
MHNCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia
MMA – Ministério do Meio Ambiente
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PDA – Projetos Demonstrativos
PPGAmb/UP – Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental/Universidade Positivo
PSC – Planejamento Sistemático da Conservação
RBV – Refúgio Biológico Bela Vista
RL – Reserva Legal
SER – Sociedade para a Restauração Ecológica
SMA/SP – Secretaria Estadual de Meio Ambiente/Estado de São Paulo
SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SRC – Sistema de Referência de Coordenadas
TAC – Termo de Ajuste de Conduta
TFCA – Tropical Forest Conservation Act
UC – Unidade de Conservação
UNDP – United Nations Development Programme
WWF – World Wildlife Fund

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies classificadas sob o risco de ameaça de extinção 50

Tabela 2 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies de aves frugívoras/nectívoras e potencialmente dispersoras de sementes 51

Tabela 3 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies de que ocupam apenas o habitat florestal, de forma restritiva 53

Tabela 4 – Seleção das espécies de aves que atendem ao todos os critérios 55

Tabela 5 – Tabela com as famílias botânicas identificadas na dieta de cotingídeos (a) Pizo et al. (2002); ranfastídeos (b) Galetti et al. (1997); *Pipile jacutinga* (c) Galetti et al. (2000); e, *Penelope superciliaris* (d) Mikich (2002) 59

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14
1.1 JUSTIFICATIVA 16
1.2 OBJETIVOS 18
1.2.1 Objetivo geral 18
1.2.2 Objetivos específicos 18
2 REVISÃO DE LITERATURA 19
2.1 GESTÃO E PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA 19
2.1.1 Histórico da restauração ecológica 19
2.1.2 Principais conceitos e objetivos da restauração ecológica 21
2.1.3 A paisagem da BP3 e seus processos de restauração 22
2.1.4 A restauração: para quem ou para quê? 29
2.1.5 Definição de áreas prioritárias para restauração 30
2.1.6 Potencial de áreas de APP e Reserva Legal para a restauração 31
2.2 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM: ESTRUTURA E FUNÇÃO ECOLÓGICA 35
2.2.1 Movimentação na paisagem e requerimentos de habitat 35
2.2.2 Tipos de conectividade de paisagem 36
2.2.3 Corredor ecológico 37
2.2.4 Dispersão de sementes pela avifauna 38
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS 41
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA 41
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 41
3.3 PASSOS METODOLÓGICOS 43
3.3.1 Análise documental 43
3.3.2 Análises dos dados 43
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 48
4.1 Análise dos requerimentos de habitat de espécies de aves dispersoras de sementes e ameaçadas de extinção no território da BP3 48
4.2 Diagnóstico da composição da paisagem em relação aos requerimentos de habitat 61
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 70
REFERÊNCIAS 72
APÊNDICE A 83
APÊNDICE B 86
APÊNDICE C 87

1 INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica, mesmo com contexto histórico de uso excessivo dos recursos naturais é atualmente considerado um dos maiores *hotspots* para a conservação, considerando seu alto grau de endemismo, elevado número de espécies ameaçadas e grande diversidade biológica (MITTERMEIER et al., 1999) e, por este motivo, é uma área de grande importância para a conservação (LAGOS e MULLER, 2007), abrigando ainda cerca de 2.420 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas (MITTERMEIER et al., 2011).

Segundo Rezende et al. (2018), em 2013, a Mata Atlântica tinha aproximadamente 28% de sua cobertura vegetal original. Apesar disso, essa área ainda está abaixo do limiar crítico necessário para a conservação da biodiversidade de alguns grupos taxonômicos. Rosa et al. (2021) estimam que essa cobertura vegetal nativa corresponde a cerca de 28 milhões de hectares, enquanto que Myers et al. (2000) classificaram a Mata Atlântica como um dos *hotspots* de conservação, uma vez que que o bioma perdeu mais de 70% de sua área original.

A Mata Atlântica é um dos biomas mundialmente mais ameaçados, tendo em vista que grande parte de sua distribuição original foi massivamente devastada para o estabelecimento de áreas urbanas, agricultura e/ou pecuária. Devido ao seu grau de degradação, Brancalion et al. (2019) apontam o bioma como um *hotspot* para a restauração e conservação de florestas tropicais, sob a perspectiva dos benefícios e viabilidade, sendo o Brasil um dos países com maiores áreas a restaurar, ação que beneficiaria não apenas a conservação da biodiversidade, mas também poderia resultar em outros co-benefícios associados.

A análise do MapBiomas sobre o contexto da evolução da cobertura e uso do solo na área que originalmente foi coberta pela Mata Atlântica, entre os anos de 1985 e 2022, deixa ainda evidente o aumento da conversão do solo em áreas com o viés econômico, principalmente em relação ao incremento em milhões de hectares (Mha) de áreas voltadas à agricultura, que dobrou neste período, passando de 12 para 24 Mha (**Figura 1**) (MAPBIOMAS, 2023).

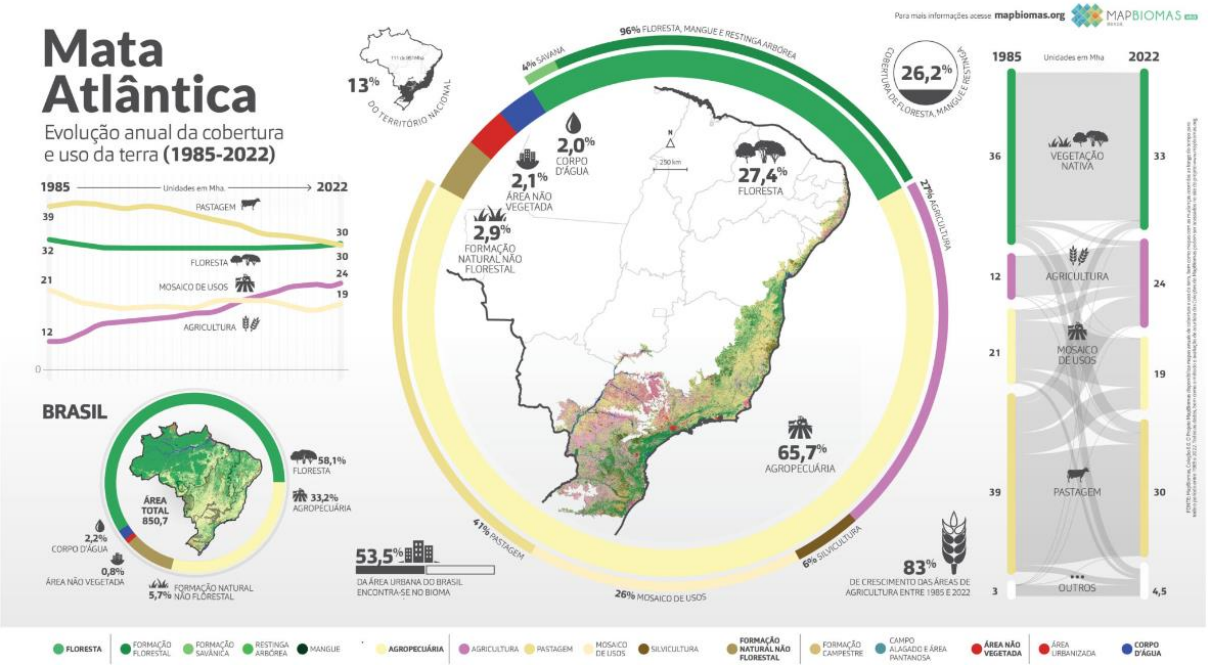


Figura 1 – Evolução da cobertura e uso da terra, entre os anos de 1985-2022, no bioma Mata Atlântica. Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023).

O aumento acelerado das taxas de perda da biodiversidade é um dos maiores gargalos à conservação de habitats, além de contribuir com a aceleração dos processos de mudanças climáticas.

Buscar o incremento da conexão entre fragmentos florestais, bem como, da quantidade de floresta contribuem diretamente para a conservação da biodiversidade, além de favorecerem a recolonização de florestas restauradas. Os benefícios alcançados por estes processos possuem grande potencial de promover diversos serviços ecossistêmicos, tais como sequestro de carbono, redução de processos erosivos e melhoria na qualidade dos recursos hídricos, contribuindo para o estabelecimento de programas de pagamentos por serviços ambientais e comercialização de créditos de carbono (TAMBOSI et al., 2021).

No contexto da restauração ecológica tem surgido como alternativa para o enfrentamento do problema crescente da perda de biodiversidade, tendo ainda despertado um rápido avanço no movimento global, enquanto parte das soluções na promoção dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, às quais tem sido gradualmente incorporada (BRANCALION, 2019). Desta forma, o ODS 15 – Vida Terrestre, é o que mais se aproxima deste trabalho de pesquisa, protegendo, recuperando e promovendo o uso sustentável dos ecossistemas

terrestres, de forma a gerir as florestas com sustentabilidade, promovendo o combate à desertificação, detendo e revertendo a degradação da Terra, com o objetivo de conter a perda da biodiversidade. Dentre suas metas, destacam-se principalmente promover o manejo sustentável a todos os tipos de florestas, conter o desmatamento, restaurar florestas degradadas e aumentar significativamente o reflorestamento a nível global (UNDP, 2023).

1.1 JUSTIFICATIVA

As análises de paisagem podem colaborar para a definição estratégias de conservação mais eficazes, com base no custo-benefício dos ganhos em conectividade da paisagem, destacando sua importância para a tomada de decisão e seleção de áreas prioritárias para a restauração ecológica. Além disso, o aumento da conectividade para as espécies contribui também para a dispersão de sementes e a manutenção dos processos ecológicos de sucessão e restauração.

A restauração florestal na Mata Atlântica pode contribuir para o estabelecimento de corredores ecológicos, ou mesmo incremento de áreas de habitat viáveis à sobrevivência e fluxo gênico das espécies nativas da fauna, sendo que no contexto da região oeste do Paraná, a Usina Hidrelétrica de Itaipu promoveu o plantio de mais de 24 milhões de árvores na Bacia do Paraná 3 (BP3), que é a área de influência direta dos tributários do reservatório da Usina, de forma a restaurar a estrutura florestal nesta região.

Apesar da Mata Atlântica, no contexto da BP3, ter apresentado um ganho de cobertura florestal nos últimos vinte anos, este processo ocorreu concomitantemente a desmatamentos tanto de florestas antigas quanto de áreas restauradas, o que compromete os benefícios alcançados pela restauração. Desta forma, se faz necessário compreender e também quantificar os benefícios promovidos pela restauração florestal, considerando seu potencial de contribuir para mitigar problemas ambientais atuais (TAMBOSI et al., 2021).

Os processos de restauração florestal, frequentemente denominados restauração ecológica, são estruturados com base em diversas demandas. Estas incluem a prevenção de incêndios florestais, a superação dos filtros ecológicos impostos por gramíneas de rápido crescimento (como o capim-colonião e a braquiária), o cumprimento de Termos de Ajuste de Conduta (TAC) decorrentes de

multas ambientais e a recuperação de áreas degradadas, conforme exigido pela legislação ambiental, como o Código Florestal. Nesta esteira de valorizar a estrutura da floresta, os locais candidatos à restauração florestal são escolhidos de acordo com a oportunidade local ou estrutura física das propriedades, e não por seu potencial ou necessidade ecológica de restauração.

Estes processos poderiam levar em conta ambas as necessidades, contemplando fatores estruturais (transposição dos filtros ecológicos) sem perder de vista a funcionalidade ecológica da restauração, com base nas relações estabelecidas com a fauna local, levando em consideração a perspectiva dos conceitos de estrutura e funcionalidade da floresta.

Neste sentido, as espécies dispersoras possuem um papel fundamental nos processos ecológicos, principalmente, no que tange a dispersão de sementes ao longo de suas áreas de habitat, destacando a importância do estudo da capacidade de dispersão de sementes em uma área fragmentada para que se compreenda o potencial de conexão da paisagem, tomando por base aspectos de resistência das classes de solo em oposição às porções de habitat disponíveis para o deslocamento das espécies dispersoras em locais historicamente alterados.

Enquanto isto, as aves desempenham uma função ecológica extremamente importante no contexto da restauração ecológica, uma vez que, ao se deslocarem, utilizam de forma eficiente os poleiros dispersos pela paisagem que podem se estruturar como trampolins ecológicos para este grupo de dispersores.

Porém, em contraposição a uma restauração que se baseie em conceitos fundamentalmente ecológicos, há uma hegemonia dos processos de restauração que priorizam o rápido desenvolvimento da estrutura florestal, tendo em vista o custo-benefício de sua implantação, sendo essa perspectiva reducionista quanto ao que se entende em relação ao conceito de restauração ecológica, que no caso, limita os processos ecológicos e deixa de favorecer a funcionalidade ecossistêmica nas áreas restauradas.

Na região Oeste do Paraná, a paisagem é constituída por ambientes secundários, já manejados para conversão do solo para uso da agricultura e pecuária, e também para o estabelecimento de áreas urbanas, que passaram e passam por ações de manejo intenso, desde seu histórico de fragmentação das áreas de Floresta Estacional Semidecidual, levando ao isolamento das populações e comprometendo o deslocamento ao longo da paisagem.

Neste sentido, a problemática que este trabalho traz para ser desenvolvida ao longo da pesquisa é como os aspectos funcionais de dispersão de sementes pela avifauna contribuem para ações de restauração ecológica e conectividade da paisagem na Bacia do Paraná 3?

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Propor um método de análise dos aspectos funcionais de dispersão de sementes pela avifauna que contribuam para ações de restauração ecológica e conectividade da paisagem na Bacia do Paraná 3.

1.2.2 Objetivo específico

- Analisar os requerimentos de habitat de espécies de aves dispersoras de sementes sob risco de extinção no território da BP3;
- Realizar o diagnóstico da composição da paisagem em relação aos requerimentos de habitat.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 GESTÃO E PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

2.1.1 Histórico da restauração ecológica

A restauração ecológica é definida pela SER (Sociedade para a Restauração Ecológica) como o processo que contribui para a recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado, danificado ou destruído, sendo uma atividade realizada com o objetivo de acelerar a recuperação de um ecossistema no que diz respeito à sua saúde, integridade e sustentabilidade (SER, 2004), atuando principalmente na contramão da degradação ambiental.

O primeiro exemplo histórico de restauração florestal no Brasil data de 1862, na segunda metade do século XIX, na região que hoje corresponde ao Parque Nacional da Tijuca, na cidade do Rio de Janeiro. O objetivo era evitar o esgotamento das nascentes e regularizar o abastecimento público de água, que já apresentava sinais de escassez naquela época (WWF/Brasil, 2014).

Enquanto isto, nos Estados Unidos, as primeiras práticas de plantios voltados à conservação biológica datam somente em 1935, realizadas por Aldo Leopold, onde foram realizados dois replantios em áreas degradadas, sendo considerados atualmente como o início da ciência da Restauração Ecológica (WWF/Brasil, 2014).

O ecossistema que necessita restauração é aquele que foi degradado, perturbado, transformado ou inteiramente destruído como resultado direto ou indireto de ações humanas (SER, 2004), sendo considerado como um ambiente sem grau de resiliência ao ambiente original após sofrer distúrbios e, consequentemente, mais dependentes da intervenção humana para sua recuperação (CARPANEZZI, 2005).

A degradação ambiental, principalmente do que diz respeito ao desmatamento e desertificação, são problemas em nível global, expandindo-se rapidamente particularmente na Ásia, África e América Latina (LEE e SAYER, 2004).

Neste sentido, as florestas tropicais têm recebido um aumento da atenção principalmente devido às implicações do desmatamento. E, em parte, por sua grande importância enquanto as mais antigas, diversas e ecologicamente complexas florestas do mundo, sustentando mais da metade de toda vida no planeta e fornecendo serviços ambientais como regulação dos recursos hídricos e captação de CO_2 (MELI, 2003).

O desmatamento é a principal causa da perda de grandes áreas florestais, principalmente para a agricultura e pecuária, levando à fragmentação dos ambientes florestais à perda de biodiversidade e podem levar a extinções locais (TURNER, 1996), criando paisagens fragmentadas, com porções de floresta de tamanhos de formas distintos, isolando-se em uma matriz de habitats transformados (KATTAN, 2002).

Corroborando ainda com este contexto, o MapBiomas (2023) publicou a análise com a evolução anual da cobertura e uso da terra no Brasil, entre os períodos de 1985 a 2022, onde se destacam o aumento das áreas destinadas à agricultura e pecuária no país, respectivamente somando 121 e 225 milhões de hectares (Mha) e, concomitantemente, a perda de vegetação nativa que passou de 638 para 543 Mha (**Figura 2**).

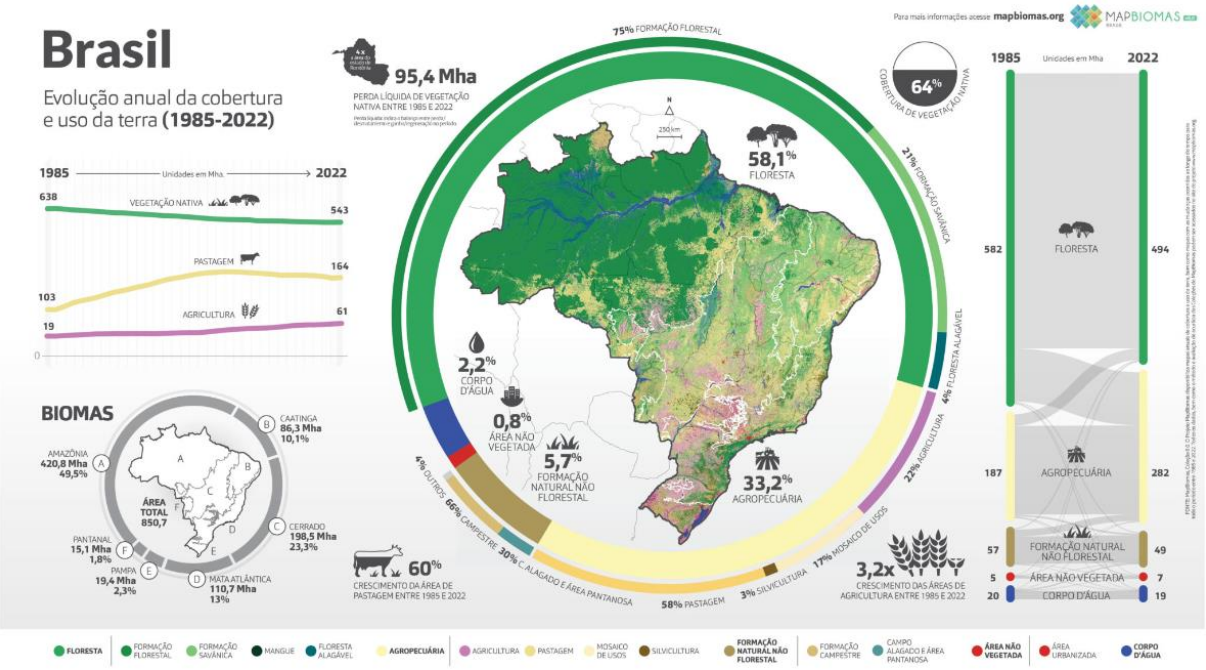


Figura 2 – Evolução anual da cobertura e uso da terra (1985-2022), com destaque para as principais classes de uso do solo: vegetação nativa, pecuária e agricultura. Fonte: Dados MapBiomas (2023).

Neste contexto, a restauração de áreas degradadas se torna uma importante via para a conservação da biodiversidade, em contrapartida às elevadas taxas de desmatamento que veem ocorrendo nas regiões tropicais (SOUZA e BATISTA, 2004).

2.1.2 Principais conceitos e objetivos da restauração ecológica

A Sociedade para a Restauração Ecológica (SER, 2004) é uma instituição comprometida em desenvolver ciência e promovê-la para difundir os resultados gerados, trazendo conceitos gerais e os fundamentos da restauração ecológica, estabelecendo que a *a)* restauração ecológica é o processo de recuperar ecossistemas, enquanto que a *b)* ecologia da restauração é a ciência que fornece as bases para esta prática, desenvolvendo conceitos claros, modelos, metodologias e ferramentas fundamentais à prática da restauração ecológica.

A Sociedade para a Restauração Ecológica é uma referência mundial para a discussão da restauração no contexto ecológico, trazendo o conceito de restauração ecológica associado à visão de recuperação ecossistêmica a inclusão de aspectos de saúde, integridade e sustentabilidade do ambiente para que, de forma intencional, sejam iniciadas atividades para acelerar o processo em um ecossistema que foi de alguma forma alterado por ações humanas de forma a dificultar a recuperação ao seu estado original sob processos naturais de sucessão (SER, 2004).

A restauração ecológica tem por objetivo utilizar como base para o planejamento das ações facilitar o retorno do ecossistema à sua trajetória anterior ao estado de alteração, o que pode ser alcançado através do estudo de ecossistemas similares de referência, considerando dados ecológicos fundamentais à permanência das espécies em determinada área (SER, 2004).

O Instituto Florestal/Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, através da Série Registros (IF, 2011) apresenta conceitos claros e bem definidos no que tange à temática da restauração ecológica, de forma correlata à ciência e à prática da restauração de ecossistemas degradados, danificados ou destruídos, enquanto uma área do conhecimento recente no Brasil e no mundo, pautada na ecologia da restauração, para reverter processos de degradação ambiental, sendo empregada de forma ampla nas diferentes regiões do Brasil, com o objetivo intrínseco de "*potencializar a conservação da biodiversidade e a geração de serviços e bens ecossistêmicos*". Neste sentido, a principal contribuição deste trabalho é no sentido de colaborar com a comunicação entre pesquisadores, estudantes, profissionais da área técnica e tomadores de decisão, e destes com o público em geral, minimizando a utilização de forma equivocada dos conceitos relacionados às

práticas envolvidas na restauração ecológica, que envolve esforços inter e transdisciplinares.

Carpanezzi e Carpanezzi (2003), trazem a restauração como uma possibilidade apenas teórica, sendo definida como uma "*cópia exata ou muito aproximada do que existia antes*". Desta forma, defende a reabilitação como uma prática factível, com base na reconstrução parcial de aspectos estruturais e funcionais mais importantes, e trazendo a ecologia da restauração como uma ciência voltada à recuperação do ambiente, associada também a um contexto de paisagem, a nível regional.

2.1.3 A paisagem da BP3 e seus processos de restauração

A área que compreende a BP3 (3º trecho da bacia do rio Paraná) possui escassos estudos científicos realizados ao longo dos anos, o que pôde ser evidenciado pela bibliometria realizada considerando os termos "rio" and "Paraná" and "BP3", que resultou na ausência de trabalhos publicados a respeito deste território quando buscado este termo com adição do "and" aos demais termos correlatos aos objetivos desta dissertação. Apenas quando buscado o termo "rio" and "Paraná" and "BP3", de forma isolada, apareceu um único trabalho que trata da presença de pesticidas em águas superficiais (DELLA-FLORA et al., 2019). Este fato pode estar associado também à região ter uma ocupação essencialmente voltada à agricultura e pecuária, e estes ramos da economia ainda não terem despertado à importância da conservação da biodiversidade para manutenção de processos ecossistêmicos que favorecem também o agronegócio regional.

Em um contexto mais amplo, a BP3 está inserida na ecorregião de Florestas do Alto Paraná, onde Di Bitetti, et al. (2003) apresentam um planejamento de conservação da biodiversidade, além de estabelecer prioridades para ações de conservação regional. Neste sentido, a visão apresentada neste trabalho consiste em ações estratégicas imediatas para redução da extinção de espécies, no sentido de garantir serviços ambientais essenciais, de forma a assegurar em longo prazo a viabilidade da conservação da biodiversidade no bioma Mata Atlântica e, mais especificamente, nas Florestas do Alto Paraná, por ser uma região criticamente ameaçada.

Dentre seus objetivos ressalta-se a representatividade das comunidades biológicas nesta paisagem ecorregional, sendo que em determinadas áreas é

priorizado o uso sustentável através de um zoneamento baseado em princípios de sustentabilidade social, ambiental e econômica, através da manutenção ou restauração da floresta nativa, seguindo a estrutura de corredores biológicos que possam conectar áreas para a conservação de processos ecológicos vitais (DI BITETTI, 2003).

A BP3 está inserida também no Corredor de Biodiversidade do rio Paraná, uma área de 8.514.663 hectares, inserida no bioma Mata Atlântica, que envolve o território de 297 município, distribuídos em sete estados (PDA/MMA, 2012), região na qual têm sido desenvolvidos projetos há mais de uma década, financiados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FunBio) e Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES).

No projeto “Apoio a projetos para o Planejamento, Implementação e Monitoramento de Corredores Ecológicos na Mata Atlântica” (PDA/MMA, 2012), foram definidos os limites da área do Corredor, além da indicação de áreas prioritárias para a conservação, onde se inserem diferente tipos de uso do solo do solo, apresentando diferentes graus de fragmentação florestal, o que se constitui como uma oportunidade para a implantação de processos de restauração ecológica, a nível estratégico em um cenário regional (**Figura 3**).

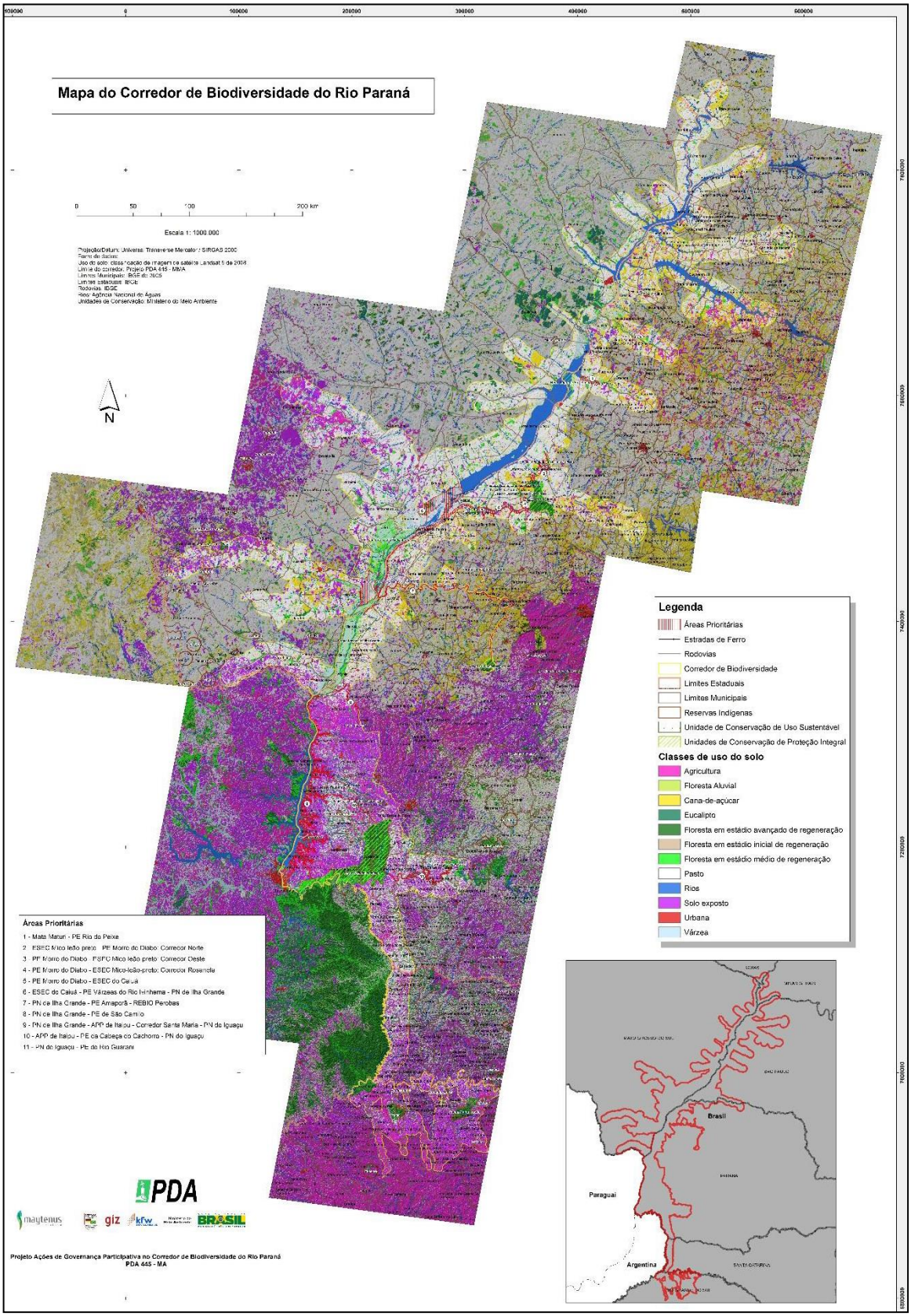


Figura 3 – Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná. Fonte: PDA/MMA (2012).

Este trabalho teve ainda continuidade com o projeto “Ações de governança territorial da Rede Gestora do Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná” desenvolvido por Limont et al. (2015), os processos de articulação institucional foram fortalecidos, com o objetivo de fomentar ações de governança voltadas à conservação da biodiversidade nesta escala de território.

Já no “Projeto Corredores de Biodiversidade”, financiado pelo BNDES, houve intervenção direta em porções do Corredor, onde foram realizados plantios de espécies arbóreas florestais com o objetivo de reflorestar áreas onde o filtro ecológico de competição por recursos naturais (água, nutrientes, luz) imposto pelas gramíneas exóticas (braquiária e capim-colonião), dificultaram a resiliência ambiental através da regeneração natural. Ao todo, foram implantados 381 hectares, em áreas protegidas por lei, seja em Unidades de Conservação das esferas federal e estadual (Parque Nacional do Iguaçu, Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema) ou fora delas (Área de Preservação Permanente do rio Paraná, localizada no município de Querência do Norte).

Ainda ao longo dos últimos 40 anos a ITAIPU Binacional, usina hidroelétrica instalada no município de Foz do Iguaçu, na fronteira entre Brasil e Paraguai, tem realizado expressivas ações de recomposição florestal em escala regional, tanto em suas áreas protegidas, quanto na região da BP3, uma vez que esta possui influência direta no reservatório destinado à produção de energia.

Em 2021, a empresa comemorou o marco histórico de 24 milhões de mudas de árvores plantadas na margem brasileira do reservatório, processo este que data desde 1979, onde se iniciaram os primeiros plantios nas áreas protegidas na margem do reservatório, além da criação dos refúgios biológicos (ITAIPU Binacional, 2021).

As análises realizadas por Rosa et al. (2021) corroboram ainda que grande parte da paisagem da BP3 teve um ganho de cobertura florestal entre os anos de 1990-2017, sendo que em algumas porções houve ainda uma diminuição do isolamento entre as áreas de cobertura florestal nativa.

Esta análise é corroborada ainda por dados recentes disponibilizados pelo MapBiomas, onde é possível constatar que na região da BP3, entre os anos de 1985 e 2022, apesar da evidente perda de áreas de vegetação nativa (em vermelho), é possível identificar que a transição do uso e ocupação do solo também ocorreu no sentido contrário, uma vez que áreas classificadas como agropecuária/não vegetada

passaram para áreas de cobertura florestal/áreas naturais (**Figura 4**) (MAPBIOMAS, 2023).

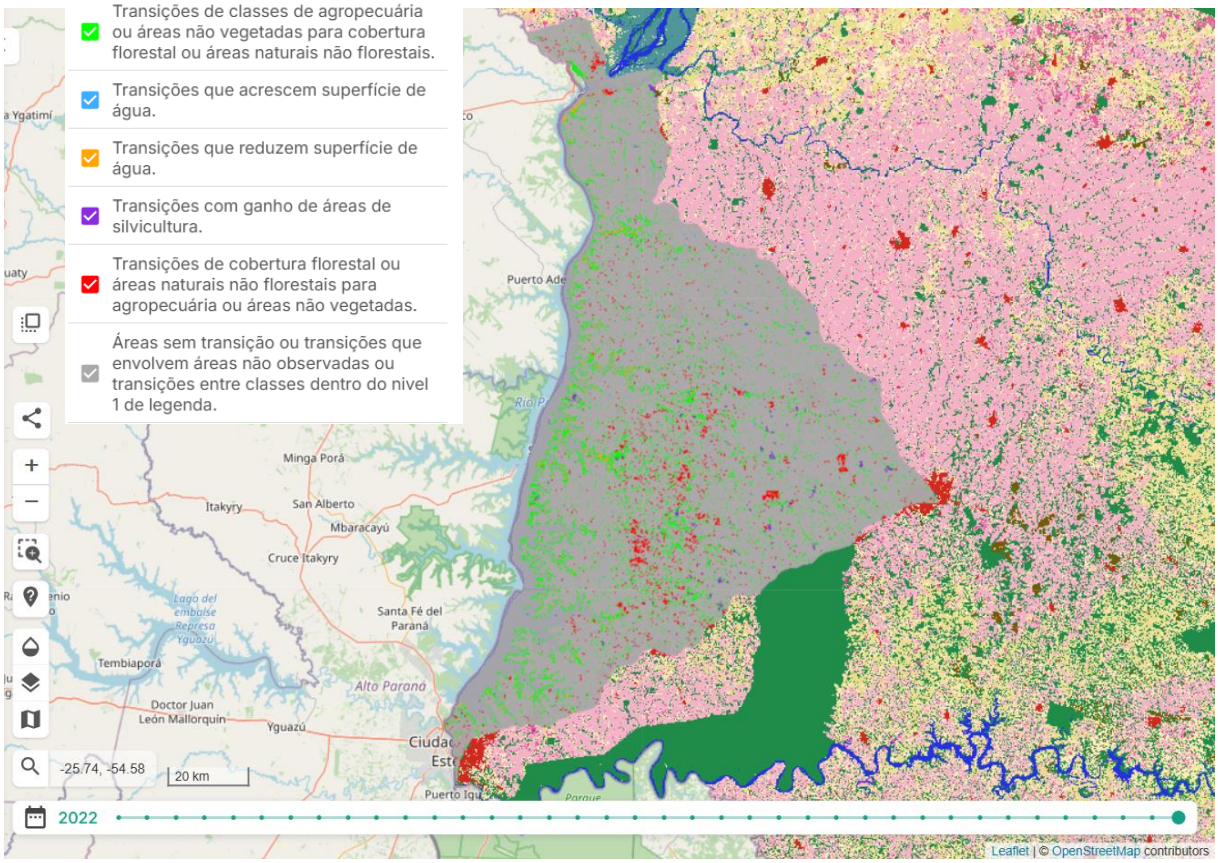


Figura 4 – Avaliação das transições de uso e ocupação da região da BP3 (em cinza). Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023)

Conforme dados publicados pela SOS Mata Atlântica/INPE (2017), de toda a restauração que ocorreu no estado do Paraná entre os anos de 1985 e 2015 (**Figura 5**), cerca de 28% ocorreu nas áreas de influência direta da ITAIPU Binacional, demostrando a importância das ações de conservação realizadas pela empresa ao longo dos últimos 40 anos em escala regional, onde também foram reflorestados os Refúgios Biológicos e toda a faixa de proteção do reservatório que compõe a usina hidrelétrica (**Figura 6**) (ITAIPU BINACIONAL, 2017).

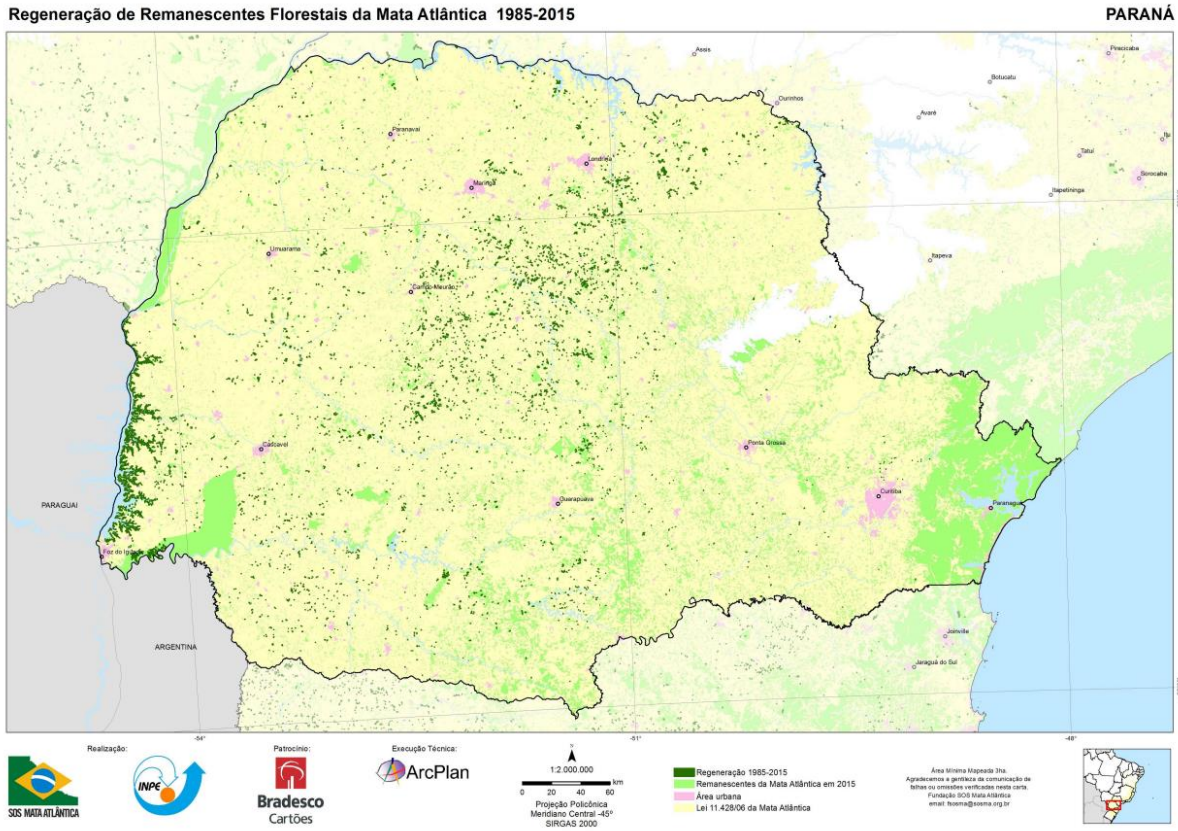


Figura 5 – Regeneração de Remanescentes Florestais na Mata Atlântica, com recorte para o estado do Paraná. Fonte: SOS Mata Atlântica/INPE (2017).

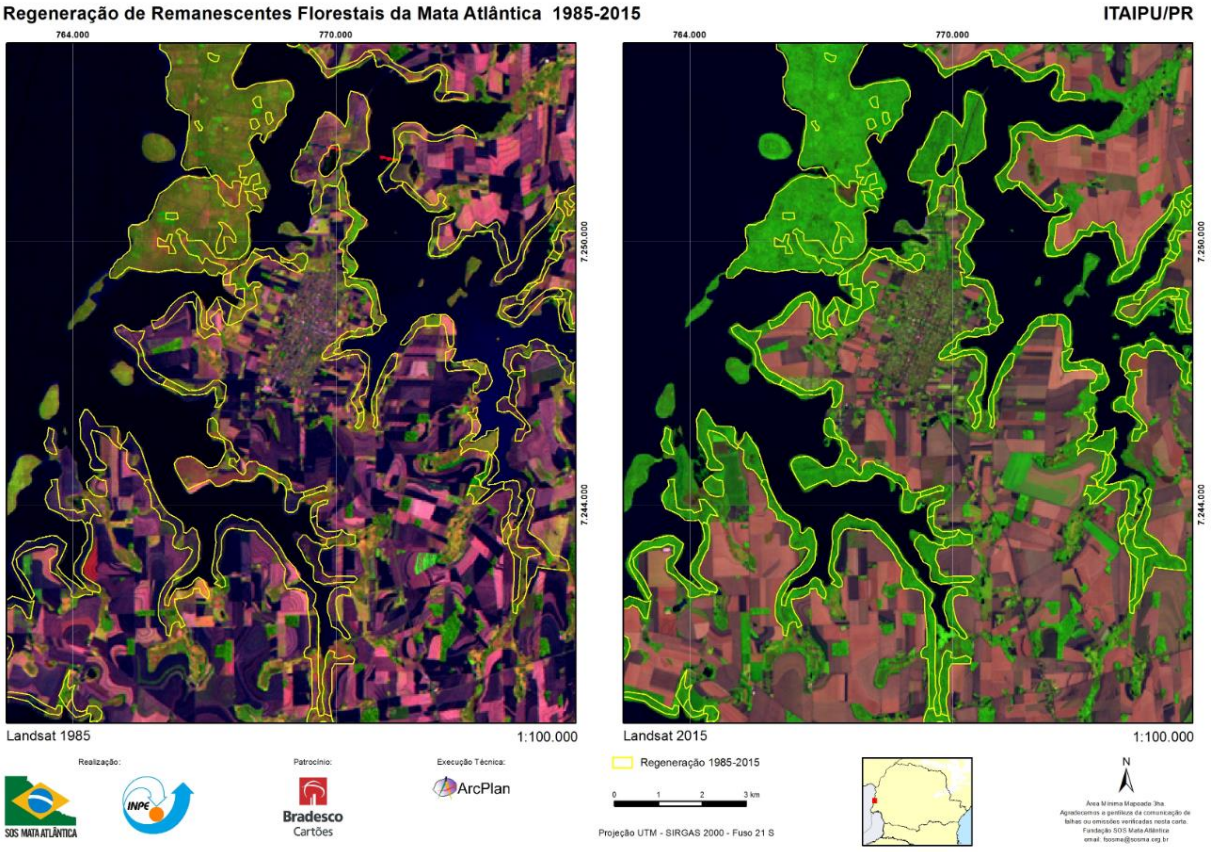


Figura 6 – Recorte da área de influência direta da ITAIPU Binacional, com detalhe para o Refúgio Biológico de Santa Helena, área reflorestada de quase 1.500 hectares. Fonte: SOS Mata Atlântica/INPE (2017).

Neste contexto, Rocha et al. (2018) traz que, atualmente, cerca de 16% deste território é coberto por vegetação, distribuídos principalmente em remanescentes florestais ao longo dos cursos hídricos, além de locais onde a declividade e o tipo de solo impõem dificuldades às atividades antrópicas e que, apesar do desmatamento que ocorreu na região no decorrer de seu processo de ocupação, ainda permanece uma expressiva área vegetada, seja natural ou reflorestada, ao longo desta bacia.

Contudo, dados do IPARDES (2017), indicam que apenas 8,29% dos remanescentes deste território está protegido em Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral e que, apesar de se manterem em níveis estáveis, o nível de remanescentes vegetais é baixo. E que, em relação ao percentual total da área da bacia, apenas 1,57% encontra-se protegido por Unidades de Conservação, sejam elas de Proteção Integral ou Uso Sustentável, apresentando um nível muito baixo de áreas protegidas por UC, com o pior desempenho neste indicador em comparação com outras regiões das margens do rio Paraná. Desta forma, neste cenário se reflete

o número de 16 espécies ameaçadas na BP3, distribuídas em mamíferos (2 sps), aves (7 sps) e peixes (7 sps).

Ainda na região, quase em 80% do total da bacia ocorre atividade agrícola de forma intensiva (539.231,57 hectares), de soja em sua maioria, em conjunto com lavoura e pastagem, o que se deve a uma maior aptidão dos solos para estes tipos de uso (IPARDES, 2017).

2.1.4 A restauração: para quem ou para quê?

A restauração ecológica tem a alteração de uma área degradada, enquanto sua função e, a finalidade de incrementar a biodiversidade por restabelecer certo ecossistema quanto à sua estrutura e função (WWF, 2014). A restauração, através de suas técnicas, é uma tentativa de recuperar a resiliência de determinado ecossistema, utilizando dos preceitos da ecologia da restauração (SER, 2004). Os ecossistemas a serem restaurados possuem uma grande diversidade de processos que sustentam toda a biodiversidade encontrada neles.

Ecossistema é definido por Odum (2007) como sendo uma região natural qualquer, incluindo seus organismos vivos e substâncias abióticas que interagem promovendo troca de matérias entre partes vivas e não-vivas, gerando um sistema ecológico. Desta forma, o conceito de ecossistema se constitui como fundamental para o conhecimento da ecologia, sendo necessário ser profundamente compreendida em toda sua complexidade (ODUM, 2007).

O ecossistema restaurado se estabelece como um capital natural para o aumento de bens e serviços (SER, 2004). Nesta perspectiva, o capital natural pode ser entendido como o estoque total de recursos, sejam eles renováveis ou não-renováveis como, por exemplo, plantas, animais, ar, água, solos e minerais, elementos bióticos ou abióticos que, quando combinados, proporcionam benefícios à sociedade (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2016). Desta forma, os ecossistemas se instituem como sistemas fundamentais à sobrevivência de todas as formas de vida, inclusive, a sobrevivência humana.

Os trópicos reservam uma grande quantidade de capital natural, por se tratarem das áreas onde estão os maiores repositórios naturais de carbono, vida selvagem e água doce do mundo (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2016). Neste sentido, favorecer a resiliência destas áreas através da restauração ecológica favorece a habilidade do ecossistema de se recuperar frente a distúrbios.

Resiliência pode ser entendida como a capacidade do ecossistema de se recuperar quanto aos seus atributos estruturais e funcionais. Por este aspecto, os ecossistemas restaurados podem ser monitorados quanto ao alcance de padrões de performance, considerando que uma vez atingidos, provavelmente o ecossistema restaurado recuperou sua resiliência o suficiente para que a intervenção seja pouco necessária ou ainda desnecessária (SER, 2004).

Neste cenário, Metzger (2009) enfoca a respeito da necessidade de se analisar a Mata Atlântica segundo as implicações do conhecimento dos processos ecológicos para a conservação e restauração de suas áreas.

Em consequência à fragmentação deste bioma, diversas espécies endêmicas estão ameaçadas de extinção (METZGER, 2009) porém, já há estudos que comprovam que as iniciativas de restauração florestal têm alcançado melhores resultados com o aumento do conhecimento a respeito deste tema, tendo em vista que os profissionais envolvidos nesta área também têm obtido uma crescente experiência ao longo dos últimos anos, permitindo um aumento da capacidade de restauração da floresta não apenas enquanto estrutura, mas também de seus processos ecológicos de base (dispersão, polinização e herbivoria) (RODRIGUES et al., 2009).

Atualmente há grupos de pesquisa bem estabelecidos, que atuam com diferentes táxons em projetos de longo prazo ou grande escala, que contribuem com recomendações importantes para a conservação, elencando uma vasta discussão a respeito de processos ecológicos para os quais as iniciativas de restauração poderiam ser direcionadas (METZGER, 2009).

2.1.5 Definição de áreas prioritárias para restauração

Áreas prioritárias são constituídas com base na metodologia de Planejamento Sistemático da Conservação (PSC), processo em que são realizadas análises simultâneas da coleta e processamento de informações espaciais sobre a ocorrência de espécies e ecossistemas, custos e oportunidades para a conservação. A partir disto, estas áreas se tornam instrumento de política pública fornecendo as bases para a tomada de decisão, objetiva e participativa, para o planejamento e implementação de medidas adequadas à conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas (MMA, 2022).

A categorização das áreas prioritárias leva em consideração classes de: 1. importância ecológica: a) extremamente alta, b) muito alta, c) alta, e d) insuficientemente conhecida; e, 2. prioridade de ação: a) extremamente alta, b) muito alta, e c) alta (MMA, 2007). Desta forma, no que tange a restauração ecológica, as áreas prioritárias para restauração podem ser categorizadas de acordo com seu grau de degradação e que, por consequência, necessitam de uma maior atenção à restauração ecossistêmica, por estarem mais próximas de seu limiar de rompimento dos processos ecológicos.

Neste sentido, as áreas prioritárias podem se aproximar do contexto de corredores ecológicos, como definido no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000), sendo de extrema importância ecológica por contribuir para a conectividade física entre áreas de fragmentos florestais, estando protegidos ou não por lei, em áreas públicas ou privadas.

Desta forma, políticas públicas podem ser implantadas no sentido de estimular processos de restauração em larga escala, considerando áreas-chave, como as maiores lacunas entre os grandes grupos de fragmentos remanescentes em uma paisagem (RIBEIRO et al., 2009).

2.1.6 Potencial das Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal para a restauração

As Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) se enquadram na categoria de áreas protegidas, sendo definidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa, nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012).

De acordo com a Lei, a Área de Preservação Permanente é uma:

> *"área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas" (art. 3º, inciso II)*.

Enquanto que Reserva Legal é uma:

> *"área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa" (art. 3º, inciso III)*.

Além da função estrita de conservação da biodiversidade, como no caso das Áreas de Preservação Permanente, a Reserva Legal possui também uma finalidade econômica, desde que utilizada de forma sustentável, podendo se estabelecer como um importante mecanismo para a conservação da biodiversidade. Neste caso, uma Reserva Legal bem manejada, ainda que seja com plantios homogêneos visando sua função econômica, pode contribuir para a recuperação da biodiversidade (GUERIN, 2019).

Por sua proteção legal e objetivo em comum de promover a conservação da biodiversidade, ambas as áreas possuem um alto potencial a serem candidatas à recuperação de seus processos ecossistêmicos, favorecendo processos ecológicos fundamentais à restauração ecológica.

De acordo com Carpanezzi e Carpanezzi (2003), em relação ao campo de aplicação recuperação de ecossistemas degradados, as áreas de APP podem ser consideradas como um caso típico, tendo em vista que deve ser reconstituído o mais próximo possível ao ecossistema original. Além disto, os autores ainda abordam a Reserva Legal como uma área que deve conciliar características do ecossistema de referência, bem como fomentar a produção através do manejo sustentável, aliando a recuperação do ambiente degradado com a exploração comercial, seja ela madeireira ou não, desde que não haja corte raso das espécies nativas. Contudo, este uso produtivo tem sido subvalorizado ao longo dos anos.

Brancalion et al. (2010), contribuíram ainda com a perspectiva de que nas Áreas de Preservação Permanente o foco da restauração ecológica tem se apoiado no atendimento à legislação ambiental, com o objetivo de reabilitar os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas áreas florestais, já que o uso comercial destas áreas não é permitido, devendo-se destiná-las primordialmente à conservação da biodiversidade e manutenção de seus serviços, embora muitas destas áreas ainda permaneçam sendo exploradas para atividades comerciais.

Porém, no caso de pequenas propriedades rurais, Brancalion et al. (2010) ainda apontam que, no estado de São Paulo, a Resolução da Secretaria Estadual de Meio Ambiente, nº 44 de 30 de junho de 2008 (SMA/SP, 2008), que dispõe sobre a implantação de Sistema Agroflorestais, permite o uso da APP para esta finalidade, conciliando objetivos conservacionistas e produtivos. Além disto, o novo Código Florestal (Lei 12.651/2012; BRASIL, 2012) permite o cultivo contínuo em áreas de

APP onde a vegetação nativa já havia sido suprimida antes de 2008 (BRANCALION et al., 2016).

As pressões sociais voltadas à restauração ecológica nas APP aumentaram ao longo dos últimos anos, motivadas também pela finalidade de proteção dos recursos hídricos, potencializaram a formação de corredores ecológicos que diminuíram o isolamento de fragmentos florestais na regional (BRANCALION et al., 2010).

A restauração das APP favorece não apenas a proteção dos recursos hídrico, são fundamentais para favorecer os processos ecossistêmicos que contribuem para a segurança hídrica, além de serviços de regulação do fluxo da água e, proteção e contenção dos solos, mitigando assim a erosão, e o assoreamento dos reservatórios destinados à produção de energia elétrica prolongando, desta forma, sua vida útil (BRANCALION et al., 2016).

Contudo, Rezende et al. (2018) apontam ainda um déficit de restauração de app em mais de 7 milhões de hectares, apesar do grande potencial que estas áreas têm não apenas para a conservação da biodiversidade, mas também de serviços ecossistêmicos extremamente importantes para a segurança hídrica e produção agrícola.

Ainda segundo a legislação ambiental vigente, são protegidas como (APP) uma faixa que varia de 30 a 500 metros de cada lado do curso d’água, de acordo com a largura dos rios e córregos. Porém, Metzger (2009) traz ainda a reflexão de que as ações usuais de conectar fragmentos por meio de corredores de APP finos, podem ter um valor limitado a longo prazo, quando se objetiva a conservação ecológica. Desta forma, a largura mínima de 100 metros de áreas florestais seria necessária, considerando distintos grupos taxonômicos, para a manutenção da biodiversidade ao longo dos rios do bioma Mata Atlântica (METZGER, 2010).

No caso das Áreas de Preservação Permanente, devem ser priorizados arranjos de implantação de acordo com o entorno da área, considerando o contexto ecossistêmico. Desta forma, conceitos como riqueza de espécies e diversidade genética, dinâmica da sucessão ecológica e interação ecológica planta-animal, devem ser valorizados em programas de restauração de APP (KAGEYAMA et al., 2001). O autor ainda ressalta a importância da fauna nos processos de tomada de decisão, uma vez que são fundamentais na sucessão ecológica através de funções ecossistêmicas relevantes, como a polinização e a dispersão de sementes.

Develey e Pongiluppi (2010) destacam ainda que, das aves que dependem diretamente do habitat florestal disposto ao longo dos cursos d'água para sua sobrevivência, 17 delas encontram-se globalmente ameaçadas de extinção, sendo que quatro destas já se encontram como criticamente ameaçadas (*Mergus octosetaceus*, *Antilophia bokermanni*, *Eleoscytalopus psychopompus* e *Conothraupis mesoleuca*), com populações já muito reduzidas. Enquanto isto, estas faixas de floresta produzem um grande impacto positivo, principalmente quando se tratam de paisagens fragmentadas, diminuindo o isolamento entre remanescentes e favorecendo a formação de corredores para muitas espécies de aves (MARTENSEN et al., 2008). Ainda de acordo com Develey & Stouffer (2001), muitas aves florestais sequer possuem a capacidade de atravessar áreas abertas, mesmo que seja apenas uma estrada, o que reforça ainda mais a importância de corredores para que estas espécies consigam se deslocar na paisagem.

Neste cenário de áreas protegidas por lei, a Reserva Legal também possui um papel fundamental na conservação da biodiversidade, o que é corroborado por Anjos et al. (2007) em um estudo realizado em uma área de floresta localizada ao longo do curso d'água, comparada com uma área distante e sem influência do rio, encontraram que apenas 81, das 147 espécies registradas, compartilhavam ambos ambientes. Reforçando, assim, a importância de ambas as áreas para a conservação das aves florestais.

Além disto, as áreas de Reserva Legal constituem importantes "trampolins ecológicos", colaborando com a dispersão das espécies na paisagem através do fluxo de indivíduos, principalmente em paisagens fragmentadas e que possuem extensas áreas abertas (METZGER, 2001). Neste sentido, a manutenção de espécies de aves florestais em paisagens fragmentadas depende não somente da conservação dos fragmentos, como também da restauração com espécies nativas, principalmente em propriedades com passivos legais (DEVELEY & PONGILUPPI, 2010).

De acordo com a SER (2004), os atores envolvidos no processo de restauração devem tomar as decisões de forma coletiva, uma vez que os acordos são mais prováveis de serem honrados quando todos são envolvidos no processo decisório, quando em comparação com processos em que as decisões são tomadas de forma unilateral, possibilitando que os projetos de restauração sejam iniciados com base no consenso. Destacam ainda a importância da restauração ecológica

apoiar também a base ecológica da sobrevivência humana, em países da América Latina, estimulando práticas culturais e processos ecológicos de forma mútua.

2.2 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM: ESTRUTURA E FUNÇÃO ECOLÓGICA

2.2.1 Movimentação na paisagem e requerimentos de habitat

A Ecologia do Movimento é um ramo relativamente novo da grande área Ecologia, voltada ao estudo de processos biológicos ou ecológicos associados com a dispersão e movimentação de animais. De acordo com Nathan et al. (2008), nas últimas décadas, artigos publicados nesta área abrangem aspectos internos do indivíduo (motivação, comportamento, fisiologia), fatores externos (estrutura da paisagem, interações com outras espécies, regimes de perturbação) e capacidade de deslocamento dos organismos (deslocamento e orientação).

Estas publicações indicam o quão fundamental é compreender a movimentação das espécies na paisagem, motivada por fatores internos e externos. Neste sentido, os requerimentos de habitat delimitam as motivações de uso do espaço físico por determinada espécie.

As florestas tropicais provavelmente sustentam mais da metade de todas as formas de vida. De acordo com Kobayashi (2004), a floresta tropical está perdendo área a uma taxa de 13,5 milhões de hectares por ano, tendo como suas causas primárias o desmatamento e a conversão do uso do solo para novas áreas de plantios.

Para Primack e Rodrigues (2001), além da rápida perda de habitat, estas áreas são divididas/fragmentadas em áreas menores, quando comparadas às áreas que originalmente ocupavam. A fragmentação do habitat é considerada por Wilcove et al. (1986) como o processo pelo qual uma área grande e contínua é dividida em dois ou mais fragmentos. Este processo leva ainda ao isolamento das populações, sendo a conectividade da paisagem um grande atenuador deste processo.

Neste caso, a restauração de florestal poderia aumentar a conectividade em uma paisagem, apoiando a dispersão de espécies ao longo do território, proporcionando condições mais favoráveis principalmente em áreas muito antropizadas (BRANCALION, 2019).

A movimentação das espécies na paisagem também está sendo afetada pelas mudanças climáticas, uma vez que o habitat disponível para as espécies está

em constante transformação. Em alterações climáticas que ocorreram no passado, a principal estratégia para que as espécies continuassem sobrevivendo foi a de se deslocar na paisagem para áreas mais favoráveis. Neste caso, a diminuição do isolamento das populações em áreas fragmentadas é fundamental para aumentar a conectividade entre as áreas, de forma a favorecer a dispersão das espécies ao longo do território (NOSS, 2001). Desta forma, a restauração ecológica, prezando pela conservação das espécies, também é de extrema importância para favorecer processos de adaptação ao clima.

2.2.2 Categorias de conectividade de paisagem

A conectividade da paisagem é uma importante estratégia para promover a conservação da paisagem, principalmente em áreas fragmentadas. A conectividade segue duas vertentes principais, uma a estrutural e outra a funcional. Forero-Medina (2007) difere elas indicando que a conectividade estrutural considera apenas atributo físicos da paisagem, enquanto que a conectividade funcional considera relações ecológicas que levam em conta as interações que ocorrem no sentido organismo-paisagem e aponta também que há diversos autores que chamam a atenção quanto a necessidade de considerar as interações entre os organismos e a estrutura da paisagem para avaliar a conectividade.

No contexto da paisagem, a conectividade possui uma função essencial, contribuindo para a movimentação dos organismos, fluxo genético entre populações e outros fluxos ecológicos que são essenciais à sobrevivência das espécies, bem como para provisão de serviços ecossistêmicos que são fundamentais aos serem humanos (RUDOLPHO, 2020).

Na área da bacia do rio Paraná (BP3), os esforços de restauração exerceram um importante papel para a formação de corredores entre áreas nucleares de fragmentos na paisagem, o que reduziu o número de fragmentos isolados na paisagem através melhoria da estrutura da paisagem que proporcionou uma maior conectividade (TAMBOSI et al., 2021). De acordo com Crouzeilles et al. (2016), os ganhos da restauração florestal associada à melhoria da estrutura da paisagem são vitais para atenuar processos de extinção e favorecer a recolonização de áreas restauradas, contribuindo para melhorar a composição de espécies nas áreas restauradas e, consequentemente, promover a conservação da biodiversidade.

Ainda no contexto da formação de corredores, Merenlender et al. (2022) trazem o conceito de conectividade ecológica, no que tange o planejamento e as estratégias para a implementação de ações que levem a um melhor direcionamento das práticas de restauração efetivamente ecológicas. Desta forma, estes autores abordam o conceito enquanto estratégia global para a conservação da biodiversidade, uma vez que o isolamento das populações leva a uma maior vulnerabilidade das espécies, aumentando o risco de extinção. Para eles, este tipo de abordagem é fundamental para a implementação de esforços de conservação, sendo recomendado para o desenvolvimento da resiliência do ecossistema, com foco no restabelecimento de seus processos ecológicos.

2.2.3 Corredor ecológico

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) estabelece que os corredores ecológicos são porções de ecossistemas de áreas naturais ou seminaturais, que ligam Unidades de Conservação e contribuem para que haja fluxo genético e movimento das espécies, facilitando a dispersão da biodiversidade e a recolonização de áreas que foram degradadas, assim como a manutenção de populações que demandam áreas de grande extensão, maiores do que as unidades consideradas de forma individual, para sua sobrevivência (BRASIL, 2000).

O SNUC reconhece também três tipologias que possuem o propósito do planejamento e gestão integrada: as Reservas da Biosfera, os Corredores Ecológicos e os Mosaicos de Áreas Protegidas (FISCHER, 2014). Quando instituídos, os corredores ecológicos passam a ser instrumentos de ordenamento territorial que devem ser orientados pela conservação da biodiversidade (LIMONT, 2015).

O conceito de corredor ecológico também pode ser considerado como *“faixa linear de habitat, natural ou recriado pelo Homem, que conecta funcionalmente e/ou estruturalmente dois ou mais remanescentes de vegetação nativa, antes isolados na paisagem pela fragmentação*” (IF, 2011).

As áreas que formam os corredores ecológicos são fundamentais para a conectividade da paisagem, principalmente em paisagens que possuem menos de 30% de cobertura florestal e, de acordo com Banks-Leite et al. (2014), ultrapassaram o limiar da perda de espécies.

Ainda no contexto dos corredores ecológicos, estas áreas são de grande importância em um cenário incerto de mudanças climáticas. Desta forma, estas áreas poderiam ser destinadas para meios de manejo sustentável, levando em consideração a paisagem como um todo para o direcionamento de uso destas áreas, segundo Jantz (2014). Em casos onde o manejo não seja possível, devido ao seu grau de proteção, como é o caso de áreas de APP, o autor ainda enfoca a importância da valorização destas áreas sob a perspectiva de conservação de suas características naturais, podendo ser destinadas ao pagamento por serviços ambientais. E, neste sentido, devem sempre ser observados aspectos da heterogeneidade da paisagem, quanto à melhor alternativa a ser tomada em cada caso.

Os corredores podem ainda ser definidos como espaços que tem por objetivo a facilitar a movimentação dos organismos, sejam vegetais ou animais, desde a escala de indivíduos a populações, ao longo do tempo. Desta forma, a conectividade funcional da paisagem deve levar em consideração aspectos biológicos relevantes das espécies quanto aos diferentes requerimentos de habitat ao longo de seu ciclo de vida (MERENLENDER et al., 2022), contribuindo, neste sentido, de forma efetiva para a dispersão das espécies ao longo de um território.

2.2.4 Dispersão de sementes pela avifauna

A frugivoria é considerada como um processo ecológico fundamental, permitindo a dispersão de sementes que são consumidas pelos animais. Segundo Howe e Smallwood (1982) a frugivoria é amplamente realizada por aves e mamíferos, que consomem mais de 75% das espécies de frutos de árvores tropicais e, ao se alimentarem, podem dispersar as sementes dos frutos consumidos. Este processo coevoluiu nas relações flora-fauna, sendo fundamental para as populações de plantas, principalmente quando a regeneração natural depende deste mecanismo para dispersar suas sementes através da zoocoria (JORDANO, 2014), resultando em um cenário onde a maioria das espécies arbóreas depende de vertebrados para a dispersão de sementes, e muitos vertebrados utilizam os frutos como recursos alimentares nas florestas tropicais (VIDAL, 2014).

Estas interações coevoluíram na medida que passaram a desempenhar um papel fundamental na demografia, diversidade genética da população e evolução da comunidade de plantas, contribuindo para a distribuição espacial das sementes em

padrões de dispersão realizados pelos frugívoros em seus movimentos de forrageamento que, por sua vez, são determinados por sua relação com o mosaico de manchas de habitat disponíveis na paisagem (JORDANO, 2014). Por estes aspectos, a frugivoria se consolida como um processo essencialmente importante, principalmente para a manutenção de florestas tropicais.

As aves estão entre os principais dispersores de sementes. A relevância das aves neste processo se deve não apenas por se tratarem de um grupo abundante, mas também pela frequência em que se alimentam dos frutos e por sua grande capacidade de se deslocarem e ocupar diferentes tipos de ambiente (JORDANO, 1994), além disto, cerca de 15,6% (17 famílias) de todas as aves são consideradas estritamente frugívoras, enquanto que 19,3% (21 famílias) consomem uma grande proporção de frutas de forma mista com presas animais e 21,1% (23 famílias) misturam frutos e outros materiais em proporções aproximadamente iguais (SNOW, 1981). Gonçalves (2015) também considera que, além de sua grande mobilidade, as aves também possuem um alto metabolismo que requer o consumo constante de energia.

As aves possuem ainda uma alta sensibilidade à cor (HART, 2001), além de cérebro e visão muito bem desenvolvidos, o que lhes permite o aprendizado (MARTIN, 1993). Whitney (2005) relatou a preferência das aves em relação ao consumo de alguns frutos devido à sua cor, porém Schmidt et al. (2004) também afirma que esta preferência pode depender fortemente do ambiente. Pois, a seleção das frutas também ocorre devido ao contraste da cor do fruto em relação à cor do ambiente de fundo.

Gagetti et al. (2016), avaliando a influência da seletividade das aves por cores de frutas no processo de restauração ecológica, concluiu que o enriquecimento de áreas de restauração já estabelecidas pode ser realizado com espécies que possuem frutos pretos ou vermelhos, enquanto que em áreas de reflorestamento restauradas mais recentemente, podem ser utilizadas espécies arbóreas de frutos com coloração azul, preta ou vermelha, e que frutos vermelhos e pretos foram significativamente mais consumidos do que as outras cores, independente do local e incidência de luz, enfatizando a preferência das aves em consumir frutos que possuem estas colorações.

Em um estudo realizado por Vidal et al. (2014), os autores trazem algumas análises de organização em rede entre espécies de aves e plantas, concluindo que

as aves frugívoras ameaçadas de extinção são elementos chave para a constituição de interações mutualísticas. Neste estudo, os autores abordam ainda que as aves de maior risco são também as aves de maior porte. Sugerindo-se um indicativo interessante uma vez que aves de maior massa corporal também possuem a capacidade de se alimentar de uma maior gama de tamanhos de frutos, o que acaba fortalecendo as redes de interação.

As espécies de cotingas e tucanos se destacam, uma vez que possuem uma dieta essencialmente frugívora, consumindo uma variedade de espécies de frutos e de diferentes tamanhos, por serem maiores e possuírem bicos mais largos, constituindo um cenário onde o tamanho do fruto deixa de ser um fator limitante para seu consumo e dispersão, como é o caso de aves de menor porte e em menor risco de extinção. Em contrapartida, espécies de cracídeos também contribuem fortemente para o consumo e dispersão de sementes, apesar de estarem ameaçadas e com densidades populacionais muito baixas (VIDAL et al., 2014).

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA

A presente pesquisa será desenvolvida sob a perspectiva de natureza aplicada, sendo enquadrada nas fontes bibliográfica e documental, e no caráter de tipo exploratório no que se refere aos seus objetivos. Em relação aos procedimentos será documental e bibliográfica.

Neste sentido, se insere na Linha de Pesquisa B – Planejamento, Conservação e Desenvolvimento Socioambiental e projeto associado de planejamento e implantação de métodos de diagnóstico, intervenção e controle ambiental, junto ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – PPGAMB/UP.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na BP3, que se refere ao 3º trecho do rio Paraná, território que compreende a área de influência direta dos afluentes deste rio que, por sua vez, drenam para o reservatório da Usina Hidrelétrica e tornando-se também área de atuação direta da ITAIPU Binacional. Este território está inserido no domínio do bioma Mata Atlântica, mais especificamente na formação florestal da Floresta Estacional Semidecidual (FES).

A área da BP3 está inserida na mesorregião Oeste do Paraná, abrangendo 28 municípios (Cascavel, Céu Azul, Diamante do Oeste, Entre Rios do Oeste, Foz do Iguaçu, Guaíra, Itaipulândia, Marechal Cândido Rondon, Maripá, Matelândia, Medianeira, Mercedes, Missal, Nova Santa Rosa, Ouro Verde do Oeste, Pato Bragado, Quatro Pontes, Ramilândia, Santa Helena, Santa Teresa do Oeste, Santa Teresinha de Itaipu, São José das Palmeiras, São Miguel do Iguaçu, São Pedro do Iguaçu, Terra Roxa, Toledo, Tupãssi e Vera Cruz do Oeste) (UNIOESTE et al., 2014; GOMES, 2020), com a porção norte delimitada pela bacia do rio Piquiri e a porção sul pela bacia do rio Iguaçu, totalizando cerca de 8.000 km² com sua economia essencialmente baseada na atividade agrícola (ROCHA et al., 2018; UNIOESTE, 2014), tendo ainda como reflexo disto a força que as cooperativas e agroindústrias possuem na região (GOMES, 2020).

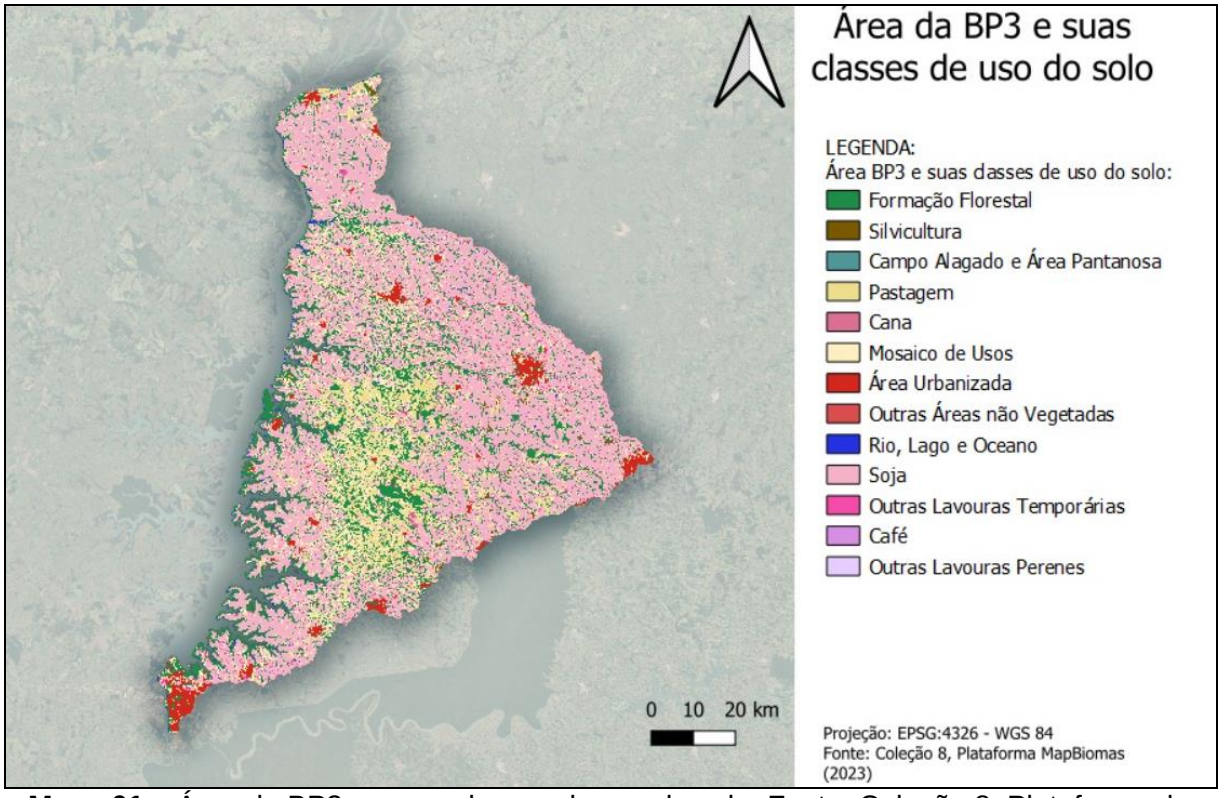
Esta área apresenta altitude entre 120 m (Foz do Iguaçu) e 920 m (Cascavel), abrangendo parte do Terceiro Planalto Paranaense, pelos Planaltos de Campo

Mourão, Cascavel, Foz do Iguaçu, São Francisco e Umuarama, apresentando topos alongados e aplainados; vertentes convexas, retilíneas e côncavas na base; com vales em calha, em V aberto e em V (SANTOS, 2006).

O clima desta região é classificado como subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen, em enquadrando na categoria Cfa, com temperaturas médias do ar inferiores a 15 ºC nos meses mais frios e temperatura média do ar superior a 29 ºC nos meses mais quentes, com média anual entre 20 e 23 ºC e precipitação média anual variando para a bacia de 1600 a 2000 mm (NITSCHE, 2019), sem estação seca (CAVIGLIONE et al., 2000).

A vegetação natural da BP3 é composta pela Floresta Estacional Semidecidual (FES), restando menos de 3,4 % de sua cobertura original, é considerada a formação florestal mais ameaçada do estado do Paraná, tendo sua área convertida principalmente para a produção agrícola (UNIOESTE, 2014). Esta área possui interface direta com a maior Unidade de Conservação de Mata Atlântica de Interior, o Parque Nacional do Iguaçu que, segundo IPARDES (2017), é o maior maciço no qual está situada este tipo de formação florestal.

A área de estudo segue representada no **Mapa 01**.



Mapa 01 – Área da BP3 com as classes de uso do solo. Fonte: Coleção 8, Plataforma de dados MapBiomas (2023).

Para a área da BP3, foram identificadas 13 classes de uso solo, com expressiva ocupação da paisagem pela agricultura, em especial soja, corroborando a vocação da região para área agrícola (MAPBIOMAS, 2023).

3.3 PASSOS METODOLÓGICOS

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram definidos os seguintes passos metodológicos:

3.3.1 Análise documental

A coleta e análise de documentos técnicos, relatórios e demais documentos pertinentes ao tema de restauração ecológica e análises de paisagem foram catalogados de acordo com a aproximação direta com o objeto da pesquisa. Estes documentos foram consultados com a finalidade de fundamentar a revisão de literatura, levantar dados sobre o território da BP3 e indicar novos autores, bem como autores clássicos, que pesquisam a respeito dos temas centrais os quais pretendeu-se abordar neste trabalho.

Para a análise do material documental, foi utilizada a técnica de Análise de Conteúdo, descrita por Bardin (1977), através da leitura e análise do material bibliográfico, para identificação das temáticas envolvidas nesta pesquisa como, por exemplo, restauração ecológica e levantamentos de fauna na área da BP3, enquanto recorte de território definido como escopo desta pesquisa.

A pesquisa foi realizada nas bases de dados da ITAIPU Binacional, considerando os levantamentos realizados no Refúgio Biológico Bela Vista e Refúgio Biológico em Santa Helena, incluindo a análise de documentos internos e relatórios técnicos, que registram a ocorrência de espécies desde a década de 1980.

3.3.2 Análises dos dados

A análise dos dados foi realizada conforme os seguintes passos:

- Passo 01: análise dos requerimentos de habitat de espécies de aves dispersoras de sementes e ameaçadas de extinção no território da BP3:

    a) As etapas para elaboração do método de análise dos aspectos funcionais das espécies que podem contribuir para fortalecer os processos

de restauração ecológica na escala da paisagem, consideraram o levantamento dos seguintes dados, em formato de planilha: ordem, família, gênero, espécie, link correspondente da IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources), status de conservação, hábito alimentar, hábitat e referências encontradas com registro na área de abrangência do escopo da pesquisa. Para esta construção, foram levados em consideração os seguintes procedimentos:

→ Recorte amostral do grupo-alvo: este direcionamento foi realizado para as aves com base na área de referência, o Parque Nacional do Iguaçu, levando em consideração os levantamentos das espécies já realizados na área. As fontes consultadas foram: Straube e Urben-Filho (2004), espécimes representados no acervo do Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI); Bornschein & Straube (1991); Chebez (1996); Koch & Bóçon (1994); Parker III & Goerck (1997); e, Straube (2003). Além destas, foram consultadas ainda bases de levantamentos das espécies realizados na BP3, enquanto área de escopo deste projeto de pesquisa, sendo elas: relatório técnico final do Inventário de Aves e Mamíferos na Área do Refúgio Biológico Bela Vista (RBV) – ITAIPU Binacional (Mater Natura, 2022); SPVS (1993); Seger et al., (1993); Franciso et al. (2022), comunicação pessoal; Lara (1994); Francisco (2009); e, Plano de Manejo do Parque Estadual da Cabeça do Cachorro (IAP, 2006).

→ Classificação das espécies quanto ao risco de extinção: foi realizado o levantamento do status de conservação das espécies de aves registradas no Parque Nacional do Iguaçu, áreas adjacentes e BP3, com base na avaliação divulgada na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN (IUCN, 2023), conforme segue na **Figura 7**:

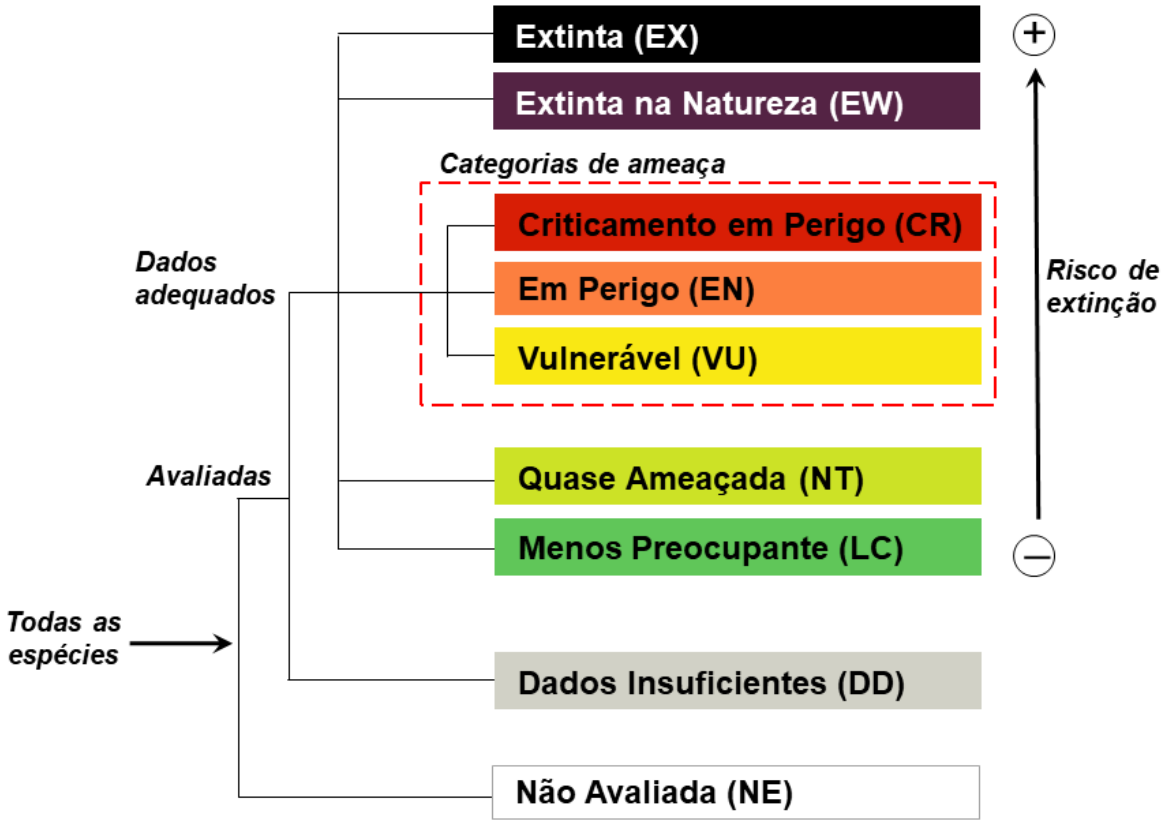


Figura 7 – Estrutura das Categorias da Lista Vermelha da IUCN.

Além destas categorias principais, as espécies sob risco de extinção foram classificadas quanto ao tipo de ameaça, conforme descrito nas Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2022), da seguinte forma:

A. Redução do Tamanho Populacional (medida ao longo de 10 anos ou 3 gerações, o que for mais longo);

B. Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínios ou flutuações;

C. Tamanho da população pequeno e em declínio;

D. População muito pequena ou distribuição muito restrita;

E. Análises quantitativas.

→ Levantamento da preferência alimentar das espécies para identificação daquelas que são frugívoras, com potencial de dispersão, realizado através de Wilman et al. (2016);

→ Levantamento dos tipos de habitat ocupados pelas espécies registradas: este levantamento teve por base a consulta realizada na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção da International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (IUCN, 2023), onde são encontrados os hábitats ocupados pelas espécies.

A partir destes levantamentos, foi construída uma estrutura de funil duplo unindo todos os critérios utilizados para a avaliação das espécies, que foi ampliado inserindo as espécies-chave que também ocupam o hábitat florestal, porém, não de forma estrita, e que podem contribuir com os processos de restauração através da dispersão de sementes (**Figura 8**). Desta forma, as espécies se enquadram na soma de todos os critérios (ocorrência no ecossistema de referência, ameaçada de extinção, hábito alimentar frugívoro e hábitat florestal). A aplicação dos critérios segue conforme descrito no item 4.1, contendo a análise conjunta dos requerimentos das espécies.

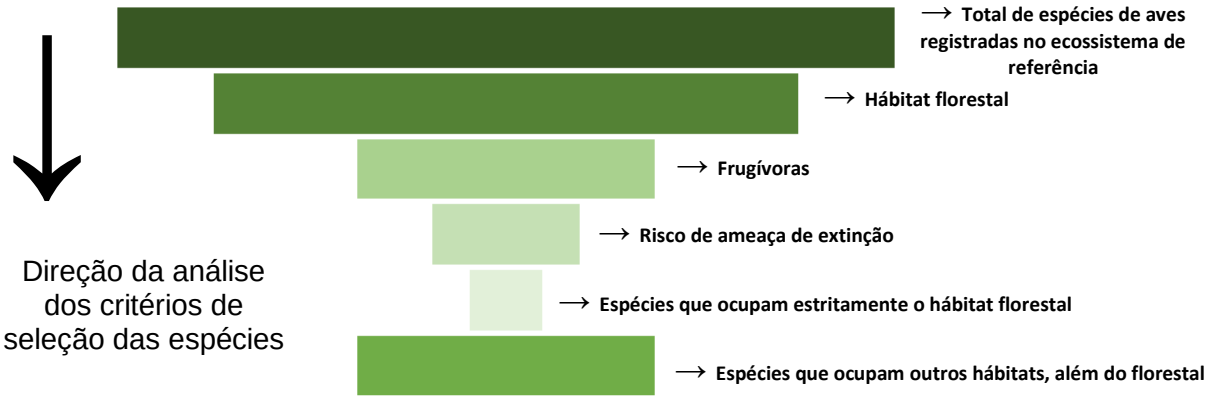


Figura 8 – Representação do método utilizado para a seleção das espécies-alvo, através da soma de todos os critérios utilizados.

Assim, foi desenvolvido um método baseado em princípios de relações ecológicas estabelecidas entre a avifauna e flora, no sentido de potencializar os resultados da sucessão ecológica, principalmente relacionados à dispersão de sementes e colaborando com os processos de recolonização e regeneração nas áreas restauradas, de forma que o método possa ser replicado em qualquer outro

tipo de ecossistema de referência, tomando sempre por base a restauração de funções ecológicas ao longo da implantação das áreas.

- Passo 02: diagnóstico da composição da paisagem em relação aos requerimentos de habitat:

a) Uso da base de dados do MapBiomas

O MapBiomas é uma plataforma que possui um imenso banco de dados de sensoriamento no território brasileiro, sendo uma das principais ferramentas utilizadas atualmente por muitos pesquisadores que atuam em projetos de conservação da biodiversidade. Os mapeamentos da cobertura e uso do solo são gerados anualmente, além do monitoramento da superfície da água e de focos de incêndio que são realizadas mensalmente a partir de dados desde o ano de 1985.

A partir disto, foram utilizadas as imagens correspondentes à Coleção 8, lançada com dados do ano de 2023, com a identificação das classes de uso do solo na área de estudo, em um total de 13 classes geradas, agrupadas em seis categorias principais.

b) Uso do programa Fragstats

Este software foi utilizados para análise do grau de proximidade/distância dos fragmentos de habitat disponível.

Para isto, a paisagem da BP3 foi reclassificada em: Floresta, contendo suas cinco classes; e, Outras classes, contendo todas as demais classes.

Além disto, foi necessário ajustar o Sistema de Referência de Coordenadas (SRC), para EPSG:31982 – SIRGAS 2000 / UTM zone 22S, com unidades em metros, formato matricial (raster), com pixels de 30 metros.

O Fragstats 4.2.1 foi então utilizado para calcular as métricas de vizinho mais próximo (m), área do fragmento (ha), área nuclear considerando 50m de efeito de borda (ha) e índice de proximidade considerando um raio de 800 metros de busca. Para as análises foi definido um buffer de 2 km além da delimitação da área da BP3, para evitar vieses na análise no sentido de calcular as métricas apenas em relação aos fragmentos presentes dentro do polígono da área de recorte.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise dos requerimentos de habitat de espécies de aves dispersoras de sementes e ameaçadas de extinção no território da BP3

A análise dos requerimentos ou necessidades ambientais, necessárias à sobrevivência das espécies na área amostral deste estudo, teve por base a funcionalidade ecossistêmica enquanto fator chave para a restauração ecológica e a conectividade da paisagem. Neste cenário, Vidal et al. (2014) destaca a importância das espécies ameaçadas no contexto das redes de interação flora-fauna, no que se refere ao consumo de frutos pelas aves. Desta forma, optou-se por levar em consideração este critério para a seleção de espécies. Porém, outras características ecológicas também foram agregadas no sentido de contribuir para processos chave de manutenção da sucessão florestal, como é o caso da dispersão de sementes. De forma adicional, o tipo de habitat também foi extremamente relevante para o estabelecimento das espécies em sua área de ocorrência, sendo uma característica ambiental importante a ser considerada para a construção de um método orientado por aspectos funcionais.

Neste sentido, a proposição do método de análise dos aspectos funcionais das espécies que contribuem para fortalecer os processos de restauração ecológica na escala da paisagem seguiu as etapas:

→ Recorte amostral do grupo-alvo: esta etapa resultou em um total de 519 espécies de aves registradas para o ecossistema de referência, o PNI, bem como, áreas adjacentes e BP3[1] (**Gráfico 1**).

[1] A lista completa, contendo o levantamento das espécies na região pode ser consultada no link – Avifauna_PNI.BP3.xlsx

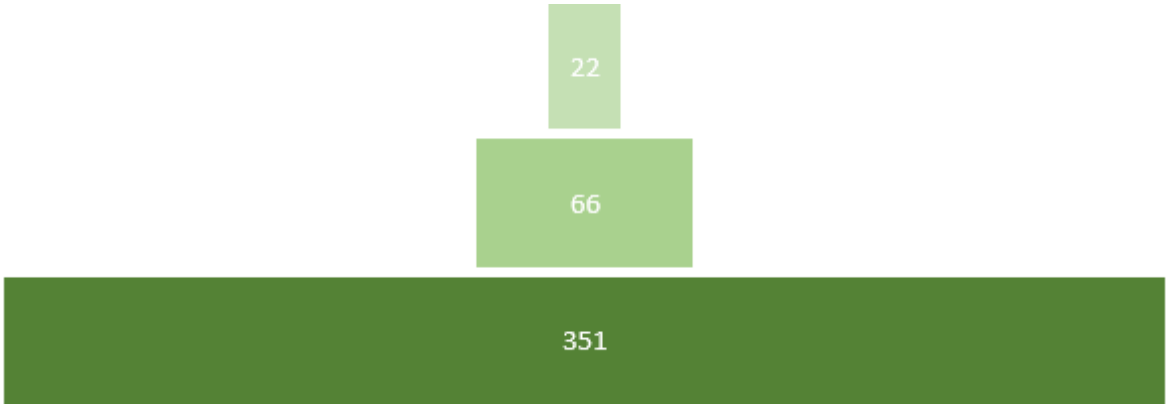


Gráfico 1 – Distribuição taxonômica das 519 espécies da avifauna registradas na região do ecossistema de referência: 22 ordens, 66 famílias e 351 gêneros.

Essas 519 espécies estão distribuídas em 351 gêneros, agrupados em 66 famílias de 22 ordens (**Gráfico 2**), revelando a significativa diversidade de espécies na região do ecossistema de referência. Para este levantamento foi adotada a nomenclatura da IUCN como referência para a padronização do nome científico das espécies.

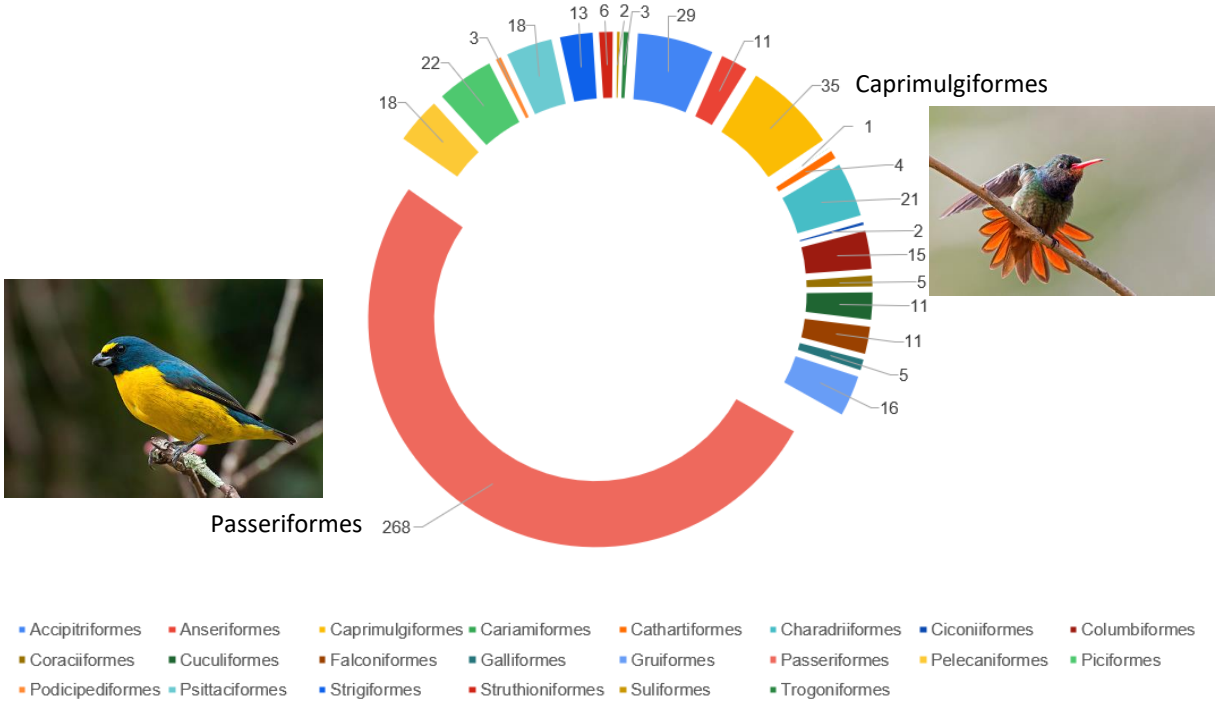


Gráfico 2 – Distribuição das espécies nas ordens correspondentes.

O Gráfico 2 apresenta o total das espécies registradas (n=519 sps) distribuídas nas respectivas Ordens, resultando em: Accipitriformes (n=29 sps), Anseriformes (n=11 sps), Caprimulgiformes (n=35 sps), Cariamiformes (n=1 sp),

Cathartiformes (n=4 sps), Charadriiformes (n=21 sps), Ciconiiformes (n=2 sps), Columbiformes (n=15 sps), Coraciiformes (n=5 sps), Cuculiformes (n=11 sps), Falconiformes (n=11 sps), Galliformes (n=5 sps), Gruiformes (n=16 sps), Passeriformes (n=268 sps), Pelecaniformes (n=18 sps), Piciformes (n=22 sps), Podicipediformes (n=3 sps), Psittaciformes (n=18 sps), Strigiformes (n=13 sps), Struthioniformes (n=6 sps), Suliformes (n=2 sps), e Trogoniformes (n=3 sps).

→ Seleção das espécies em relação às suas categorias de risco de extinção (**Tabela 1**): este processo de levantamento dos status de conservação das espécies, resultou em um total de 38 espécies com algum grau de risco de ameaça de extinção, sendo consideradas como: Criticamente em perigo (CR=2), Vulnerável (VU=12), Em perigo (EN=2) e Quase ameaçada (NT=22) para a região da BP3 (**Gráfico 3**), divididas em 33 gêneros, 18 famílias e 10 ordens. Estas espécies foram selecionadas pois já apresentam algum tipo de pressão sobre suas populações em seu habitat natural, sendo avaliadas sob os cinco critérios de ameaça.

ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	ESPÉCIE	STATUS IUCN
Accipitriformes	Accipitridae	Accipiter	*Accipiter poliogaster*	Quase ameaçado A2cd+3cd+4cd
Accipitriformes	Accipitridae	Harpia	*Harpia harpyja*	*Vulnerável A3cd+4cd*
Accipitriformes	Accipitridae	Morphnus	*Morphnus guianensis*	*Quase ameaçado A3cd+4cd*
Accipitriformes	Accipitridae	Pseudastur	*Pseudastur polionotus*	*Quase ameaçado A2c+3c+4c; C2a(ii)*
Accipitriformes	Accipitridae	Spizaetus	*Spizaetus ornatus*	*Quase ameaçado A2cd+4cd*
Anseriformes	Anatidae	Mergus	*Mergus octosetaceus*	Criticamente em perigo C2a(i)
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Eleothreptus	*Eleothreptus anomalus*	Vulnerável A3c+4c
Columbiformes	Columbidae	Paraclaravis	*Paraclaravis geoffroyi*	Criticamente em perigo C2a(i)
Falconiformes	Falconidae	Falco	*Falco deiroleucus*	Quase ameaçado A2c+3c+4c
Galliformes	Cracidae	Crax	*Crax fasciolata*	Vulnerável A3cd+4cd
Galliformes	Cracidae	Penelope	*Penelope superciliaris*	Quase ameaçado A2cd+3cd+4cd
Galliformes	Cracidae	Pipile	*Pipile jacutinga*	Em perigo A2cd+3cd+4cd
Passeriformes	Corvidae	Cyanocorax	*Cyanocorax coeruleus*	Quase ameaçada A4c
Passeriformes	Cotingidae	Procnias	*Procnias nudicollis*	Quase ameaçada A2cd+3cd+4cd
Passeriformes	Fringillidae	Euphonia	*Euphonia chalybea*	Quase ameaçada A2c+3c+4c
Passeriformes	Furnariidae	Anabacerthia	*Anabacerthia amaurotis*	Quase ameaçada A2c+3c+4c
Passeriformes	Furnariidae	Leptasthenura	*Leptasthenura setaria*	Quase ameaçada A2c+3c+4c
Passeriformes	Parulidae	Setophaga	*Setophaga striata*	Quase ameaçada A2AC+3C+4AC
Passeriformes	Thamnophilidae	Biatas	*Biatas nigropectus*	Vulnerável C2a(i)b
Passeriformes	Thamnophilidae	Dysithamnus	*Dysithamnus stictothorax*	Quase ameaçada A2c+3c+4c

Tabela 1 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies classificadas sob o risco de ameaça de extinção[2].

A Tabela 1 apresenta a aplicação da seleção das espécies de acordo com o filtro do grau de ameaça, resultando em 38 espécies sob risco de extinção.

[2] A lista completa, contendo o levantamento das espécies na região pode ser consultada no link – Avifauna_PNI.BP3.xlsx

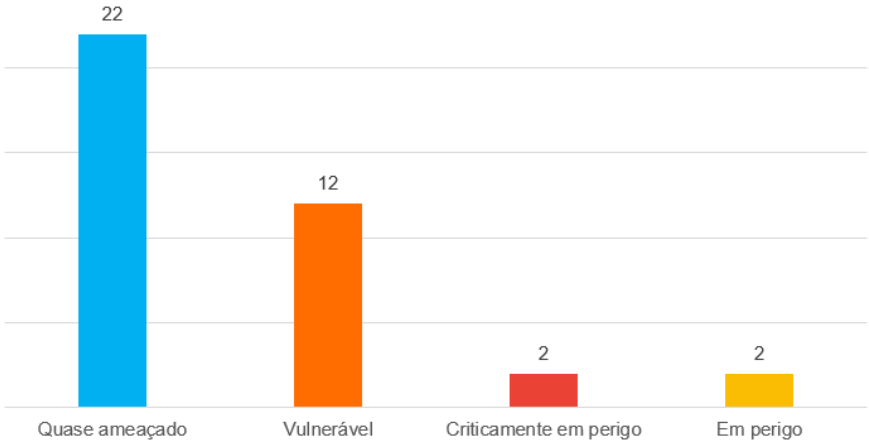


Gráfico 3 – Distribuição das espécies de acordo com o risco de ameaça de extinção.

O Gráfico 3 apresenta o resultado da categorização das espécies registradas no ecossistema de referência, de acordo com a classificação do risco de ameaça de extinção definida pela IUCN (2023). As categorias identificadas foram: Quase ameaçado (n=22 sps), Vulnerável (n=12 sps), Criticamente em perigo (n= 2 sps) e Em perigo (n=2 sps).

→ Levantamento da preferência alimentar das espécies para identificação daquelas que são frugívoras, com potencial de dispersão (**Tabela 2**): o recorte deste critério de seleção de espécies resultou em 63 espécies, organizadas em 44 gêneros, 17 famílias (**Gráfico 4**) e sete ordens.

ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	ESPÉCIE	HÁBITO ALIMENTAR
Caprimulgiformes	Trochilidae	Anthracothorax	*Anthracothorax nigricollis*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Calliphlox	*Calliphlox amethystina*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Chlorostilbon	*Chlorostilbon lucidus*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Chrysuronia	*Chrysuronia versicolor*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Colibri	*Colibri serrirostris*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Eupetomena	*Eupetomena macroura*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Florisuga	*Florisuga fusca*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Heliomaster	*Heliomaster furcifer*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Hylocharis	*Hylocharis chrysura*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Hylocharis	*Hylocharis sapphirina*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Leucochloris	*Leucochloris albicollis*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Lophornis	*Lophornis chalybeus*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Phaethornis	*Phaethornis eurynome*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Phaethornis	*Phaethornis pretrei*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Thalurania	*Thalurania furcata*	FruiNect
Caprimulgiformes	Trochilidae	Thalurania	*Thalurania glaucopis*	FruiNect
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas	*Patagioenas cayennensis*	FruiNect
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas	*Patagioenas speciosa*	FruiNect
Galliformes	Cracidae	Crax	*Crax fasciolata*	FruiNect
Galliformes	Cracidae	Penelope	*Penelope obscura*	FruiNect

Tabela 2 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies de aves frugívoras/nectívoras e potencialmente dispersoras de sementes.

A Tabela 2 indica a aplicação do filtro para a seleção de espécies de acordo com o hábito alimentar correspondente, apresentando apenas espécies consideradas frugívoras/nectívoras, de acordo com a bibliografia de referência. Este filtro resultou em 63 espécies.

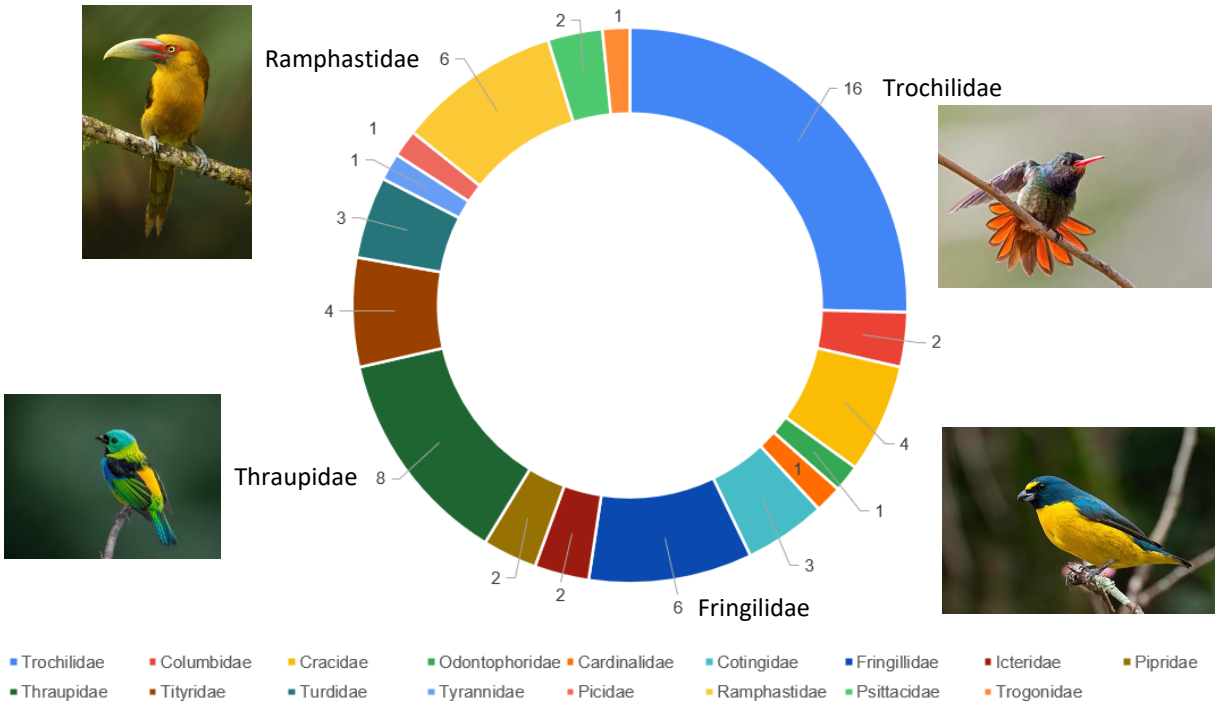


Gráfico 4 – Distribuição das espécies frugívoras/nectívoras nas famílias correspondentes.

O Gráfico 4 mostra as ordens correspondentes das espécies de hábito alimentar frugívoro/nectívoro, que resultou em 17 famílias: Trochilidae (n=16 sps), Columbidae (n=2 sps), Cracidae (n=4 sps), Odontophoridae (n=1 sp), Cardinalidae (n=1 sp), Cotingidae (n=3 sps), Fringillidae (n=6 sps), Icteridae (n=2 sps), Pipridae (n=2 sps), Thraupidae (n=8 sps), Tityridae (n=4 sps), Turdidae (n=3 sps), Tyrannidae (n=1 sp), Picidae (n=1 sp), Ramphastidae (n=6 sps), Psittacidae (n=2 sps) e Trogonidae (n=1 sp).

→ Levantamento dos tipos de habitat ocupados pelas espécies registradas (**Tabela 3**): este cenário resultou em um total de 71 espécies,

classificadas em 60 gêneros, 24 famílias e nove ordens, tendo sido considerado apenas as espécies cujo habitat florestal é utilizado de forma estrita.

ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	ESPÉCIE	HABITAT
Accipitriformes	Accipitridae	Accipiter	*Accipiter poliogaster*	Floresta
Accipitriformes	Accipitridae	Accipiter	*Accipiter superciliosus*	Floresta
Accipitriformes	Accipitridae	Elanoides	*Elanoides forficatus*	Floresta
Accipitriformes	Accipitridae	Harpagus	*Harpagus diodon*	Floresta
Accipitriformes	Accipitridae	Morphnus	*Morphnus guianensis*	Floresta
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Antrostomus	*Antrostomus sericocaudatus*	Floresta
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Lurocalis	*Lurocalis semitorquatus*	Floresta
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Nyctiphrynus	*Nyctiphrynus ocellatus*	Floresta
Caprimulgiformes	Nyctibiidae	Nyctibius	*Nyctibius aethereus*	Floresta
Caprimulgiformes	Trochilidae	Phaethornis	*Phaethornis eurynome*	Floresta
Columbiformes	Columbidae	Paraclaravis	*Paraclaravis geoffroyi*	Floresta
Cuculiformes	Cuculidae	Dromococcyx	*Dromococcyx phasianellus*	Floresta
Passeriformes	Cardinalidae	Amaurospiza	*Amaurospiza moesta*	Floresta
Passeriformes	Cardinalidae	Habia	*Habia rubica*	Floresta
Passeriformes	Cotingidae	Procnias	*Procnias nudicollis*	Floresta
Passeriformes	Cotingidae	Pyroderus	*Pyroderus scutatus*	Floresta
Passeriformes	Formicariidae	Chamaeza	*Chamaeza campanisona*	Floresta
Passeriformes	Fringillidae	Euphonia	*Euphonia pectoralis*	Floresta
Passeriformes	Furnariidae	Anabacerthia	*Anabacerthia amaurotis*	Floresta
Passeriformes	Furnariidae	Anabacerthia	*Anabacerthia lichtensteini*	Floresta

Tabela 3 – Exemplo do filtro utilizado para seleção das espécies de que ocupam apenas o habitat florestal, de forma restritiva.

A Tabela 3 indica a aplicação do filtro das espécies relacionadas ao hábitat florestal, de acordo com os dados da IUCN (2023), que resultou no total de 71 espécies de hábito estritamente florestal.

Todos os critérios utilizados para as análises foram então somados para seleção das espécies sob as quais a tomada de decisão da restauração ecológica poderia ser realizada. Desta forma, **Gráfico 5** mostra que, do total de 519 espécies registradas no ecossistema de referência, a aplicação dos critérios resultou em 71 espécies de hábitat florestal, 63 espécies com hábito alimentar frugívoro/nectívoro e 38 espécies sob o risco de ameaça de extinção que, quando somados, selecionaram duas espécies que atendem a todos os critérios de seleção das espécies registradas na região do ecossistema de referência.

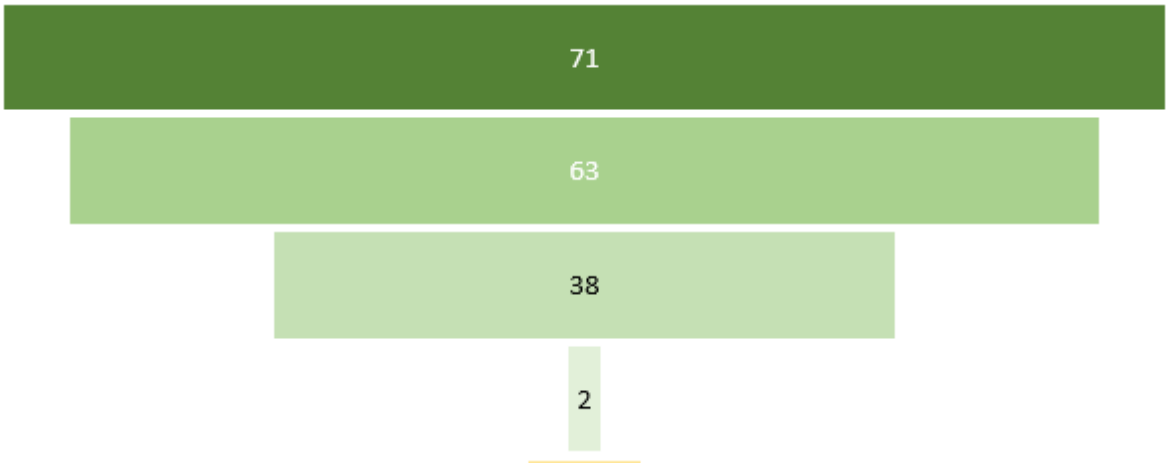


Gráfico 5 – Número total de espécies registradas (519 sps.) distribuídas por categoria de análise: número total (519 sps), sendo 71 com hábito estritamente florestal, 63 com hábito frugívoro/nectívoro e 38 espécies ameaçadas, resultando em duas espécies selecionadas.

A análise e soma dos critérios resultou em duas espécies *Procnias nudicollis* e *Pteroglossus bailloni*, com ocorrência no ecossistema de referência, consideradas importantes frugívoras dispersoras de sementes, ocupando o estrato florestal de forma exclusiva, além de se encontram quase ameaçadas.

De forma abrangente, foram consideradas todas as espécies que ocupam o habitat florestal além de outros tipos de habitat, porém não de forma exclusiva. Este cenário resultou em sete espécies (**Gráfico 6**), ordenadas em sete gêneros, de cinco famílias em quatro ordens (**Tabela 4**).

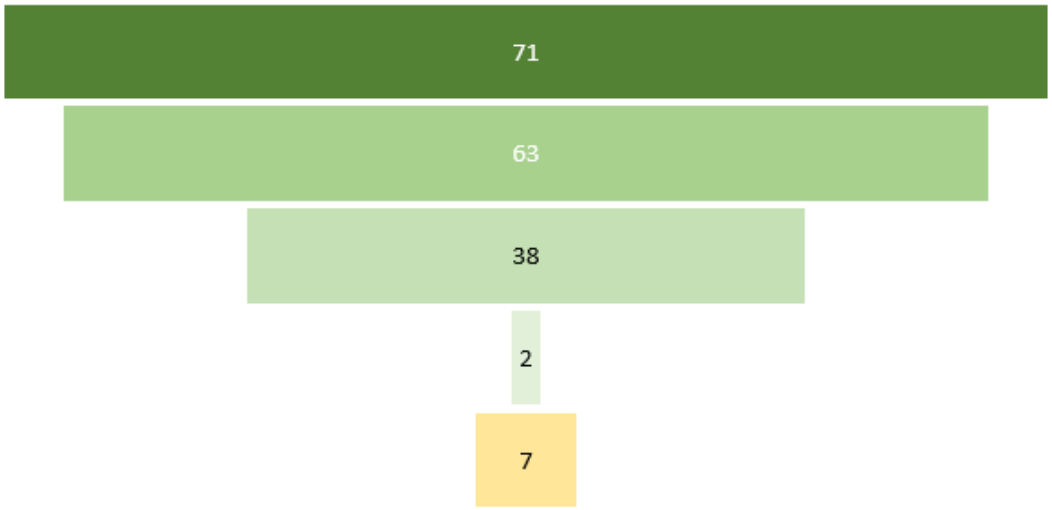


Gráfico 6 – Distribuição das 519 espécies registradas nas categorias de análise: 71 que ocupam o habitat florestal, 63 com hábito alimentar frugívoro/nectívoro, 38 espécies ameaçadas, resultando em sete espécies-alvo para a restauração ecológica.

ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	ESPÉCIE	STATUS IUCN	HÁBITO ALIMENTAR	HABITAT
Galliformes	Cracidae	Crax	*Crax fasciolata*	Vulnerável A3cd+4cd	FruiNect	Floresta, Savana
Galliformes	Cracidae	Penelope	*Penelope superciliaris*	Quase ameaçado A2cd+3cd+4cd	FruiNect	Floresta, Savana, Arbusto, Artificial/Terrestre
Galliformes	Cracidae	Pipile	*Pipile jacutinga*	Em perigo A2cd+3cd+4cd	FruiNect	Floresta, Zonas húmidas (interior)
Passeriformes	Cotingidae	Procnias	*Procnias nudicollis*	Quase ameaçada A2cd+3cd+4cd	FruiNect	Floresta
Passeriformes	Fringillidae	Euphonia	*Euphonia chalybea*	Quase ameaçada A2c+3c+4c	FruiNect	Floresta, Artificial/Terrestre
Piciformes	Ramphastidae	Pteroglossus	*Pteroglossus bailloni*	Quase ameaçada A2cd+3cd+4cd	FruiNect	Floresta
Psittaciformes	Psittacidae	Amazona	*Amazona pretrei*	Vulnerável A2acd+3cde	FruiNect	Floresta, Savana, Artificial/Terrestre

Tabela 4 – Espécies de aves selecionadas que atendem ao todos os critérios.

De acordo com a Tabela 4, os resultados obtidos através desta seleção de critérios apresentaram importantes grupos de espécies registradas na paisagem, representantes das famílias Cracidae (*Crax fasciolata*, *Penelope superciliaris* e *Pipile jacutinga*), Cotingidae (*Procnias nudicollis*), Fringillidae (*Euphonia chalybea*), Ramphastidae (*Pteroglossus bailloni*) e Psittacidae (*Amazona pretrei*) (**Quadro 1**). Com exceção de *Amazona pretrei*, as demais espécies pertencem a famílias cujos integrantes são considerados importantes dispersores de sementes. Além disto, a espécie foi contabilizada no levantamento das espécies de ocorrência em relação ao ambiente de referência, neste caso, o Parque Nacional do Iguaçu, e também seu entorno inserido na mesma formação florestal, a Floresta Estacional Semidecidual, constando em listas regionais como a de Chebez (1996).

Crax fasciolata

Penelope superciliaris

Pipile jacutinga

Pteroglossus bailloni

Procnias nudicollis

Euphonia chalybea

Amazona pretrei

Quadro 1 – Representantes de cada uma das espécies selecionadas.

Estas espécies possuem uma maior plasticidade ambiental no que tange o tipo de habitat, utilizando a floresta como uma das áreas a serem ocupadas, em conjunto com outros tipos de ambiente. Ainda neste contexto, se mantiveram apenas

as espécies registradas no ecossistema de referência, com hábitos alimentares frugívoros/nectívoros e consideradas sob algum tipo de risco de ameaça.

As sete espécies indicadas estão agrupadas em cinco famílias: Cracidae, Cotingidae, Fringilidae, Ramphastidae e Psittacidae. Optou-se em seguir as análises dos resultados com base nas famílias correspondentes de cada espécie, uma vez que o hábito alimentar frugívoro se estende a outras espécies destes agrupamentos, contribuindo também para a dispersão de sementes e recolonização de áreas de restauração ecológica.

Porém, a família Psittacidae, quando avaliadas de forma isolada, desempenha um menor papel na dispersão de sementes tendo em vista que, em sua maioria, ao consumirem os frutos acabam por destruir as sementes, inviabilizando sua germinação após a predação o que impacta o sucesso reprodutivo das plantas (SICK, 1997).

A partir deste comportamento, considerou-se que as demais famílias encontradas possuem um maior potencial de desempenho do processo de consumo de frutos e dispersão de sementes, podendo contribuir de forma mais efetiva para a restauração de processos ecológicos em áreas de reflorestamentos.

As cotingas, aves da família Cotingidae, possuem uma forte dependência de frutos em relação à sua dieta, consumindo e dispersando frutos de 99 espécies frutíferas distribuídas em 34 famílias, cujos tamanhos dos frutos variaram de menos de 5 mm de diâmetro até 37 mm (PIZO et al., 2002), podendo ser associado também ao fato de serem consideradas um grupo de aves de médio porte, onde o tamanho do fruto não se torna um fator determinando para o consumo de espécies vegetais.

Os tucanos, aves pertencentes à família Ramphastidae, também possuem um importante papel na dispersão de sementes, como é o caso do *Pteroglossus bailonii*. De acordo com Galetti et al. (2000) os tucanos são aves predominantemente frugívoras, apresentando 96,5% dos 289 eventos de alimentação registrados em frutos, sendo que o diâmetro dos frutos consumidos variou de 0,4 a 25 mm. Segundo os autores ainda, as espécies maiores de tucano (como as espécies representadas pelo gênero Ramphastos) consomem frutos grandes e pequenos, as espécies menores (gêneros Selenidera e Pteroglossus) consomem os frutos maiores aos pedaços, indicando que a largura do bico para este grupo de espécies não limitaria o consumo de nenhum fruto.

Já as eufônias (família Fringillidae), de acordo com Hasui et al. (2012), possuem espécies que podem ser consideradas generalistas em relação ao tamanho dos frutos consumidos, o que permite uma maior variedade de espécies frutíferas a serem consideradas em sua dieta. Pizo e Galetti (2010) ainda destacam a família Fringillidae dentre as famílias de aves que consomem frutos e/ou sementes, sendo o consumo de frutos indicado como regular. Kissling et al. (2009) também evidenciam os fringilídeos por sua contribuição para a seleção de frutos em regiões neotropicais, apontando também o grande número de espécies frugívoras em relação ao total de espécies dentro das famílias Cotingidae, Ramphastidae e Cracidae.

No caso dos cracídeos, como os jacus, mutuns e jacutingas, o consumo de frutos é amplamente distribuído neste grupo, sendo que do número total de 50 espécies, 48 delas são consideradas frugívoras (KISSLING et al., 2009), ou seja, 96% do total de espécies, das quais 22 delas ocorrem no Brasil, sendo o gênero *Penelope* spp. o mais representativo. As três espécies deste grupo que resultaram da aplicação do método de seleção das espécies-chave (*Crax fasciolata*, *Penelope superciliaris* e *Pipile jacutinga*) são consideradas espécies frugívoras de grande porte, representando sua importância na dispersão de sementes relativamente grandes. Galetti et al. (1997) comprovaram a alta viabilidade das sementes após passarem pelo trato digestivo de *Pipile jacutinga*, tendo sido registradas 41 espécies vegetais que tiveram seus frutos consumidos. Já *Penelope superciliaris* foi registrada consumindo 55 espécies, com preferência para frutos de até 20 mm de comprimento, de coloração vermelha ou preta, e sementes de até 10 mm, as quais são defecadas intactas (MIKICH, 2002), comprovando a relevância deste grupo enquanto dispersores.

Esta relação de preferência de *Penelope superciliaris* no consumo por frutos de determinadas colorações indicada por Mikich (2002), também é corroborada por Hart e Hart (2007), ao afirmarem que as aves possuem uma grande capacidade de enxergar uma grande variedade de cores, usando esta informação para encontrar e selecionar frutos e sementes.

Ainda sob esta perspectiva, Gagetti et al. (2016) afirmam que, de acordo com estudo realizado comparando o consumo de frutos artificiais de coloração azul, preta, verde e vermelha entre áreas de floresta secundária e reflorestamento, frutos de coloração preta e vermelha foram significativamente mais consumidos quando

comparados a frutos de outras cores, evidenciando a preferência das aves no consumo de acordo com a cor do fruto, independente do local do estudo. Indicando ainda a premissa de que esta relação se dá através de característica evolutiva, associada à preferência das aves por determinadas cores de frutos.

Galetti et al. (2003) também identificaram uma predileção das aves para o consumo de frutos de cor preta ou vermelha, em comparação com frutos de coloração branca, em área de bordas e interior da floresta. O interior da floresta possui uma maior variação na entrada de luz, o que pode afetar também a detecção das aves em relação aos frutos (ENDLER, 1993).

Wheelwright e Janson (1985), compararam a propensão das aves em países da América do Sul, América Central, América do Norte (Flórida, LONG (1971) e Europa (TURCEK, 1963), quanto ao consumo de frutos de coloração preta, vermelha, branca, laranja, marrom, azul, amarelo e verde, e apontaram que os frutos de coloração preta e vermelha são os mais consumidos em todas as localidades. Destacam ainda que a cor é uma característica fundamental das frutas, afetando sua probabilidade de serem notadas e selecionadas, podendo (ou não) terem suas sementes dispersadas.

Gagetti et al. (2016) discutem a importância de considerar a coloração dos frutos na seleção de espécies a serem utilizadas em programas de reflorestamento, seja plantio ou enriquecimento, podendo acelerar os processos de sucessão ecológica recuperação de áreas degradadas. No caso do manejo de áreas de restauração já estabelecidas, uma alternativa seria o enriquecimento com espécies tolerantes, com frutos pretos ou vermelhos; enquanto os frutos de coloração azul, preta ou vermelha poderiam ser utilizados na implantação de áreas com plantios novos, com a introdução de espécies pioneiras ou florestais de vida curta.

Autores como Pizo et al. (2002), Galetti et al. (1997), Galetti et al. (2000) e Mikich (2002), colaboram ainda no sentido de fornecerem listas preliminares de espécies vegetais que são consumidas por aves frugívoras (cotingas, tucanos e cracídeos), indicando através dos dados coletados diversas espécies que poderiam ser utilizadas em áreas de reflorestamento.

O contexto da Mata Atlântica é abordado nestes trabalhos, sendo que dentre todas as listas de espécies, foram identificadas 46 famílias de espécies vegetais consumidas por cotingas, tucanos e cracídeos (**Tabela 5**). Destas, 12 famílias se destacam como presentes nas dietas da avifauna: Arecaceae, Cecropiaceae,

Euphorbiaceae, Lauraceae, Melastomateceae, Meliaceae, Moraceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Sapotaceae e Verbenaceae.

Tabela 5 – Tabela com as famílias botânicas identificadas na dieta de cotingídeos (a) Pizo et al. (2002); ranfastídeos (b) Galetti et al. (1997); *Pipile jacutinga* (c) Galetti et al. (2000); e, *Penelope superciliaris* (d) Mikich (2002).

	a	*b*	*c*	*d*
Anacardiaceae	1	1	1	-
Annonaceae	-	-	1	1
Apocynaceae	1	-	-	-
Aquifoliaceae	1	-	-	-
Araceae	-	3	-	-
Araliaceae	1	2	-	2
Arecaceae	3	2	1	2
Boraginaceae	-	1	1	2
Burseraceae	1	1	1	-
Cactaceae	1	-	-	1
Caesalpiniaceae	1	1	-	1
Canellaceae	1	-	1	-
Cecropiaceae	2	1	4	2
Celastraceae	2	4	-	-
Clusiaceae	-	1	1	-
Combretaceae	-	1	-	-
Dilleniaceae	-	-	-	1
Elaeocarpaceae	-	1	-	-
Euphorbiaceae	3	3	1	2
Lauraceae	12	3	5	4
Liliaceae	1	-	-	-
Loranthaceae	2	1	-	-
Malpighiaceae	1	-	1	-
Marcgraviaceae	-	1	-	-
Melastomateceae	13	2	1	3
Meliaceae	1	1	1	4
Menispermaceae	1	1	-	-
Monimiaceae	2	-	-	-
Moraceae	4	4	2	5
Myristicaceae	2	2	2	-
Myrsinaceae	2	1	2	-
Myrtaceae	18	5	5	2
Nyctaginaceae	1	1	-	-
Onagraceae	1	-	-	-
Phytolaccaceae	-	1	1	-
Poaceae	-	1	-	-
Podocarpaceae	-	-	1	-
Quiinaceae	-	-	1	-
Rosaceae	1	1	-	1
Rubiaceae	8	6	1	5
Sabiaceae	-	-	1	-
Sapindaceae	4	2	3	1
Sapotaceae	1	1	1	1
Solanaceae	1	1	-	2
Symplocaceae	3	1	-	-
Ulmaceae	1	1	-	1
Verbenaceae	1	1	1	1
Total de espécies	99	60	41	44

Além destas listas, Pizo (2004) e Galetti e Pizo (1996), trazem uma relação com 17 famílias de espécies vegetais da Mata Atlântica consumidas por diversas aves frugívoras.

Jordano et al. (2006) trazem a discussão da importância da frugivoria enquanto processo de interação ecológica que contribui para o fluxo de sementes de áreas conservadas para áreas degradadas, manejando este processo com o objetivo de melhorar a restauração ecológica. Os autores exemplificam este fluxo como no caso de chuvas de sementes que poderiam ser direcionadas para locais específicos, oferecendo condições para que as espécies frequentem as áreas recém implantadas, permanecendo neste ambiente por tempo suficiente para dispersar as sementes trazidas de áreas adjacentes.

Em relação à atração de espécies frugívoras, têm sido utilizados principalmente três métodos para a implantação da técnica de restauração induzida, sendo elas: plantio de espécies zoocóricas pioneiras e secundárias iniciais, plantio de espécies exóticas com valor econômico e uso de poleiros artificiais (JORDANO et al. (2006). Para isto, se torna necessária uma mudança na percepção de restauração de processos ecossistêmicos.

Sob esta perspectiva, Rodrigues e Gandolfi (2000), afirmam que é necessário deixar a aplicação de técnicas estabelecidas sob práticas agronômicas ou silviculturais, com plantios de espécies perenes, e transformar a restauração sob a ótica da reconstrução das interações da comunidade, de forma a reconhecer a importância das interações frugívoros-plantas. Além disto, Silva (2003) complementa ainda que os frugívoros, ao dispersarem sementes de outras espécies nativas, contribuem ainda com o aumento da riqueza específica da área a ser restaurada.

A recuperação de áreas degradadas com espécies pioneiras e secundárias iniciais se destaca pelo alto consumo por uma grande diversidade de dispersores (KAGEYAMA e GANDARA, 2000). Sendo que, no sudeste brasileiro cerca de 20 famílias que se encontram nestes grupos, possuem gêneros com atrativos para os frugívoros (SILVA, 2003).

Ainda de acordo com Carpanezzi e Carpanezzi (2003), um plantio ideal para recuperação de ecossistemas degradados deve implantar espécies facilitadoras (que favoreçam o estabelecimento de outras espécies) e tolerantes (suportam sobrevivem em ambientes escassos de recursos como água, luz e nutrientes. A *Rapanea*

umbrelata é um exemplo de espécie tolerante na fase jovem, e na fase adulta oferece frutos atrativos para a avifauna, sendo as espécies facilitadoras implantadas.

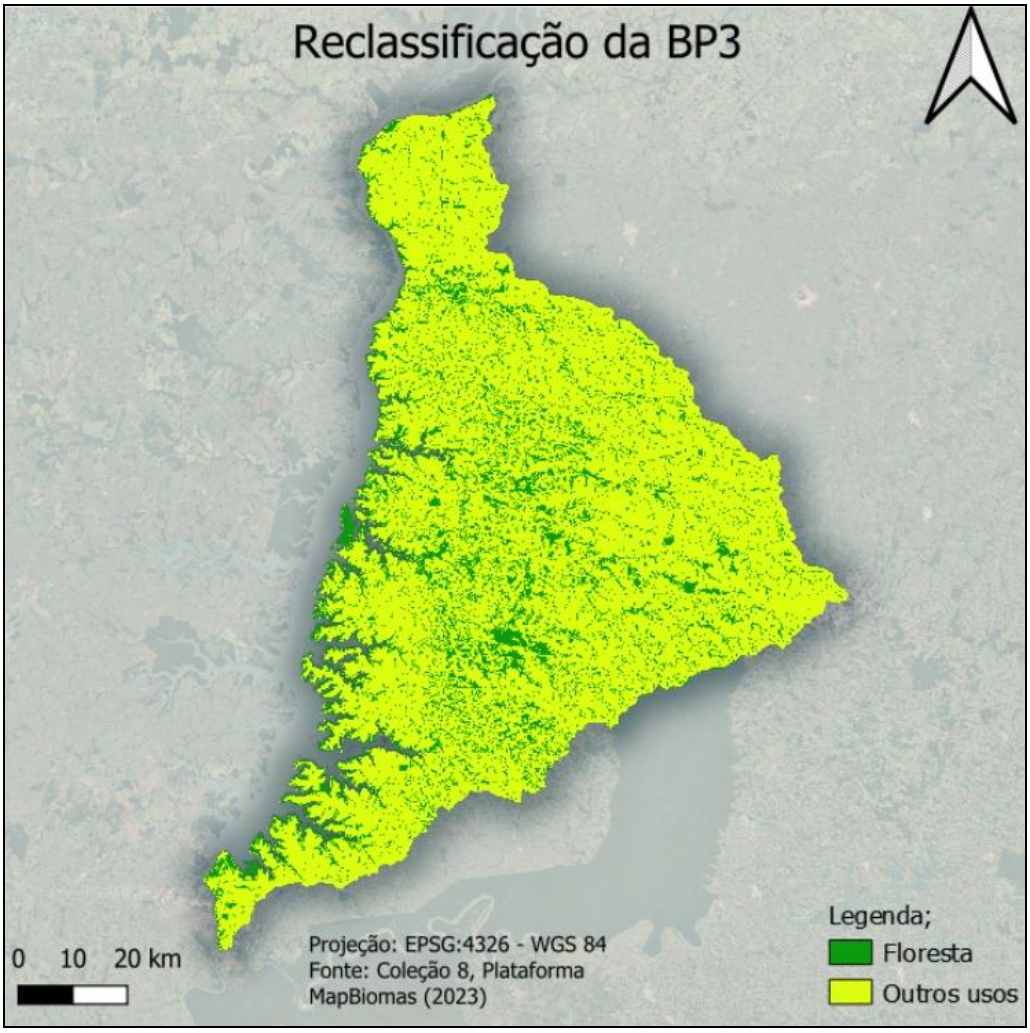
De forma complementar, os autores corroboram com a evidência de que as aves se guiam por sua visão evolutivamente adaptada para detectar e consumir frutos de determinadas cores. Neste sentido, as técnicas de reflorestamento poderiam se utilizar destes dados para catalisar os processos de restauração ecológica, em que as aves seriam atraídas para as áreas recém implantadas, recolonizando-as e dispersando sementes de áreas com matrizes florestais em suas adjacências.

Os dados mostram a necessidade e oportunidade de se considerar as famílias de espécies vegetais mais consumidas pela avifauna frugívora para restaurar processos ecossistêmicos, a partir do maior potencial de dispersão de sementes durante a recolonização de área recentemente implantadas, aumentando assim sua atratividade para este grupo da fauna que, consequentemente, também poderá contribuir com propágulos de áreas adjacentes.

4.2 Diagnóstico da composição da paisagem em relação aos requerimentos de habitat:

O diagnóstico da paisagem foi realizado com base no habitat florestal, reportando ao tipo de ambiente que ocorria originalmente na região, antes dos processos de fragmentação, isolamento e perda de habitat, e com base no ecossistema de referência, o Parque Nacional do Iguaçu, o maior fragmento de florestal de interior, a FES, que restou em todo o bioma Mata Atlântica.

O resultado do agrupamento das classes originou no **Mapa 02**, enquanto amostra da formação florestal nativa, em verde escuro, que restou após a intensa conversão do uso do solo, representada pelos outros usos, em verde claro:



Mapa 02 – Área da BP3 com a reclassificação das classes de uso do solo, extraída da Plataforma MapBiomas.

De acordo com o mapa, grande parte da vegetação nativa foi perdida ao longo dos anos, devido aos processos de desmatamento.

A perda de hábitat tem se demonstrado uma das maiores ameaças às espécies, levando-as ao risco de extinção. Conforme a Tabela 4, do item 4.1, pôde-se observar que o critério A, de avaliação do grau de ameaça das espécies baseada em indicadores biológicos de populações ameaçadas de extinção, adotado pela IUCN, se refere a todas as sete espécies listadas, estando relacionada principalmente à redução do tamanho populacional, sendo o subcritério “c” quanto ao declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat, além de atividades humanas como a caça.

A fragmentação, ocorre quando grandes áreas de habitat passam a ser isolados na paisagem devido, principalmente à perda de extensas áreas que antes

eram ocupadas pelas espécies ao longo do território. Jordano et al. (2006) indicam a fragmentação como um dos efeitos mais dramáticos que alteram a composição da fauna ao longo do tempo na paisagem, levando à perda de espécies e, consequentemente, das interações flora-frugívoros, sendo o grau de isolamento de isolamento entre fragmentos um importante fator a ser considerado na manutenção destas interações. Desta forma, fragmentos isolados tendem a receber menos sementes de áreas fonte, deixando de ser atrativas para os frugívoros que passam a ocorrer em menir riqueza e abundância.

De acordo com dados extraídos da Coleção 8, da Plataforma do MapBiomas (2023), a formação florestal compõe cerca de 17,39% (1239 km^2) de toda a extensão da BP3 (aproximadamente 7 mil km^2 de extensão) (conforme **Apêndice C**), o que denota a grande importância da conectividade entre as áreas remanescentes para a sobrevivência de espécies e os respectivos processos ecológicos desempenhados por elas ao longo de toda a paisagem.

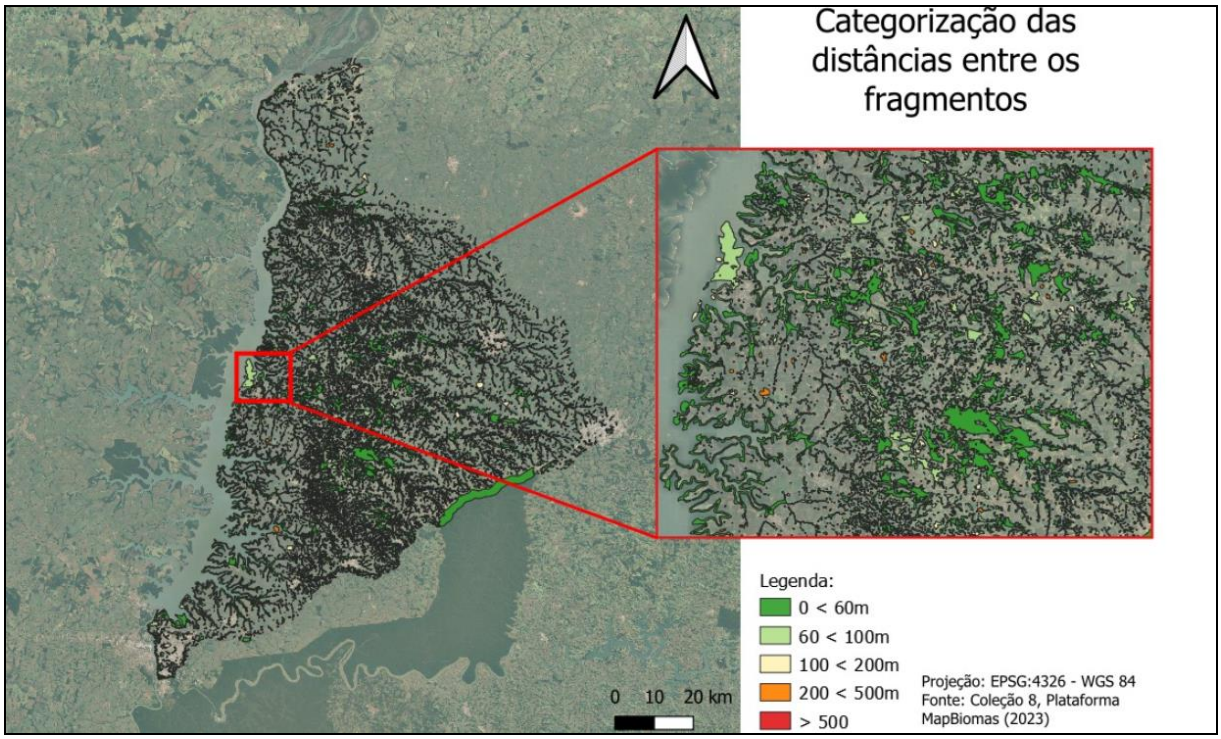
A restauração de áreas que conectem os fragmentos na paisagem é particularmente importante quando as espécies já se encontram sob algum risco de extinção. Vidal et al. (2019) analisou a rede de interações entre aves frugívoras e plantas em um gradiente de ambientes, desde fundos de vale até topos de colina, e observou que as espécies necessitam de uma cobertura florestal mínima para sua sobrevivência, sendo que as cotingas e tucanos estavam ausentes de áreas com baixa cobertura florestal, sendo que os frugívoros de grande porte e importantes dispersores de sementes ocorrem em áreas com maior cobertura de habitat. Neste contexto, os fringilídeos registrados necessitam de uma cobertura mínima de 36,5%, os cracídeos de 23,4%, os ranfastídeos de 38,9% e os cotingídeos de 23,4%.

Os cracídeos, fringilídeos, cotingídeos e ranfastídeos são relativamente sensíveis às perturbações ambientais, podendo variar entre as espécies. Stotz et al. (1996) classifica *Pipile jacutinga* e *Pteroglossus bailoni* com um grau de sensibilidade alto, enquanto *C. fasciolata*, *E. chalybea*, *P. superciliaris* e *P. nudicolis*, são classificados como de sensibilidade média, e enfatiza ainda que as aves podem fornecer pistas importantes para estabelecer prioridade de conservação na seleção de locais para a conservação, desempenhando um papel fundamental na identificação de comunidades biológicas que necessitam de proteção.

As aves possuem uma capacidade de deslocamento na paisagem, mesmo em paisagens fragmentadas cuja matriz foi substituída do habitat florestal para

outros usos que converteram a estrutura florestal em áreas abertas. Esta distância de deslocamento pode ainda variar dependendo da espécie (UEZU et al., 2005), podendo ser de 10 a 480 metros, de acordo com Lima (2020).

A métrica de distância dos fragmentos foi calculada através do Fragstats, e classificada de acordo conforme **Mapa 3**.



Mapa 3 – Categorização das distâncias calculadas entre os fragmentos, de acordo com dados classificados como floresta.

O mapa representa a categorização dos fragmentos, de acordo com a distância (em metros) o vizinho mais próximo na paisagem da BP3. As classes foram definidas de 0<60m, 60<100m, 100<200m, 200<500m e >500. Ao lado um zoom, com um recorte detalhando uma área em escala maior.

O **Gráfico 7**, traz a distribuição do número de fragmentos em cada uma das cinco classes definidas para as distâncias entre fragmentos.

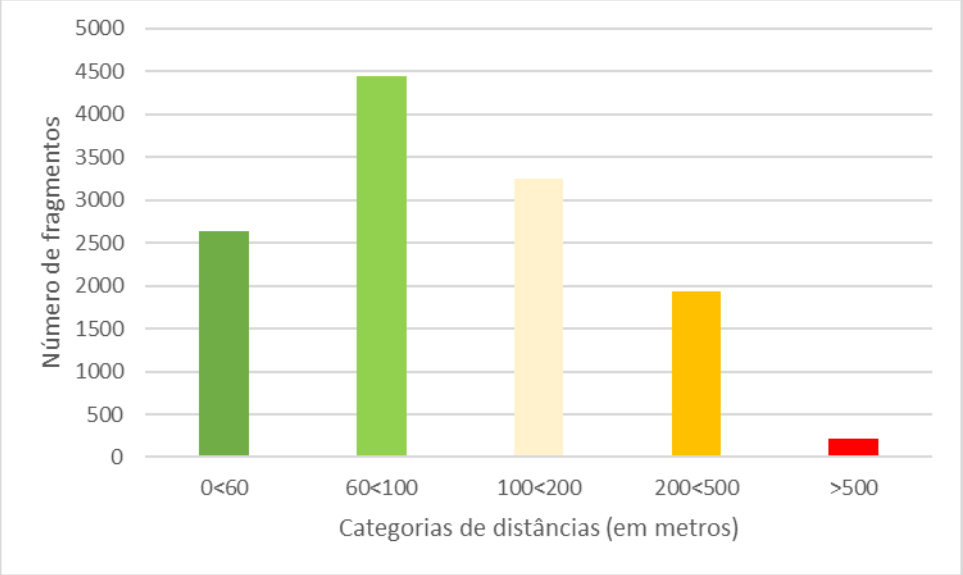


Gráfico 7 – Distribuição dos fragmentos nas categorias de distâncias, em metros.

O Gráfico 7, mostra a distribuição do total de 12.490 fragmentos dispersos na paisagem da BP3. A categorização resultou em: 0<60m (n= 2642, 21,15%); 60<100m (n= 4443, 35,57%); 100<200m (n= 3254, 26,05%); 200<500m (n= 1934, 15,48%); e, >500m (n=217, 1,74%), sendo a classe com o maior número de fragmentos a que compreende a faixa de 100<200m de distância entre fragmentos em contraponto à faixa de >500m, com apenas 1,74% do total, onde poderiam ser ser focados os esforços de restauração, visando a reconexão da paisagem nestas porções do território da BP3.

Neste contexto, as áreas com distâncias acima de 500 metros, seriam prioritárias para a restauração de ecossistema, já que provavelmente muitos fluxos entre seus processos ecológicos já foram rompidos e as espécies que já se encontram sob risco de extinção encontam-se ainda mais ameaçadas.

Um aspecto danoso da fragmentação do habitat é a redução da capacidade de alimentação dos animais. De acordo com Primack e Rodrigues (2001), a fragmentação limita o potencial das espécies em seus movimentos de dispersão e colonização, que se refletem em processo ecossistêmicos como o consumo de frutos e dispersão de sementes, uma vez que a mobilidade no território torna-se comprometida e a fauna deixa de ter acesso a recursos necessários à sua sobrevivência, como água, frutos e sementes, o que refletirá ao longo do tempo na diminuição de espécies em determinada área, antecipando ou mesmo acelerando processos de extinção ao dividir as populações existentes em larga escala, ao levá-

las a um aumento da endogamia e perda de variabilidade genética devido à quebra do fluxo até então existente entre as populações.

O fluxo das espécies na paisagem depende fatores importantes relacionados à conectividade das áreas de habitat remanescentes. Dentre eles, a complexidade e qualidade das redes de corredores e trampolins possui um papel fundamental na facilitação de fluxos biológicos, na redução dos riscos de extinção e no favorecimento de refúgios contra distúrbios, sendo componentes essenciais para a conectividade (METZGER e DÉCAMPS, 1997).

Em paisagens altamente fragmentadas, como é o caso da BP3, até mesmo áreas de agroflorestal podem atenuar os efeitos negativos da matriz essencialmente agrícola (soja - 3.706 km^2/52,01%; **Apêndice C**), atuando como trampolins e facilitando o movimento das espécies entre fragmentos florestais, ainda mais quando a matriz possui uma baixa permeabilidade para o deslocamento das espécies no território. Segundo Uezu et al. (2008), em habitats fragmentados os bosques de agrofloresta podem assumir o papel de degraus entre as áreas florestais, além disto, podem ser uma alternativa onde a implantação de corredores ecológicos nem sempre é factível.

Assumimos que a influência negativa do isolamento entre fragmentos atua em direção ao risco de extinção das espécies. Neste sentido, Boscolo e Metzger (2011) indicam que o aumento da proximidade das áreas de habitat, resultando em menores distâncias entre as manchas de floresta e aumento da conectividade, pode beneficiar várias espécies de aves em florestas tropicais.

O Diagrama de Sankey, reflete as transições de uso do solo na região da BP3, indicando um aumento da cobertura de floresta no período de 1985 a 2022 (**Figura 9**). Porém apesar dos grandes esforços de conservação já emprenhados neste território, e que resultaram em um total de 28% de toda a regeneração no estado do Paraná, esta área ainda se encontra abaixo do limiar ecológico para salvaguardar as espécies do risco de extinção.

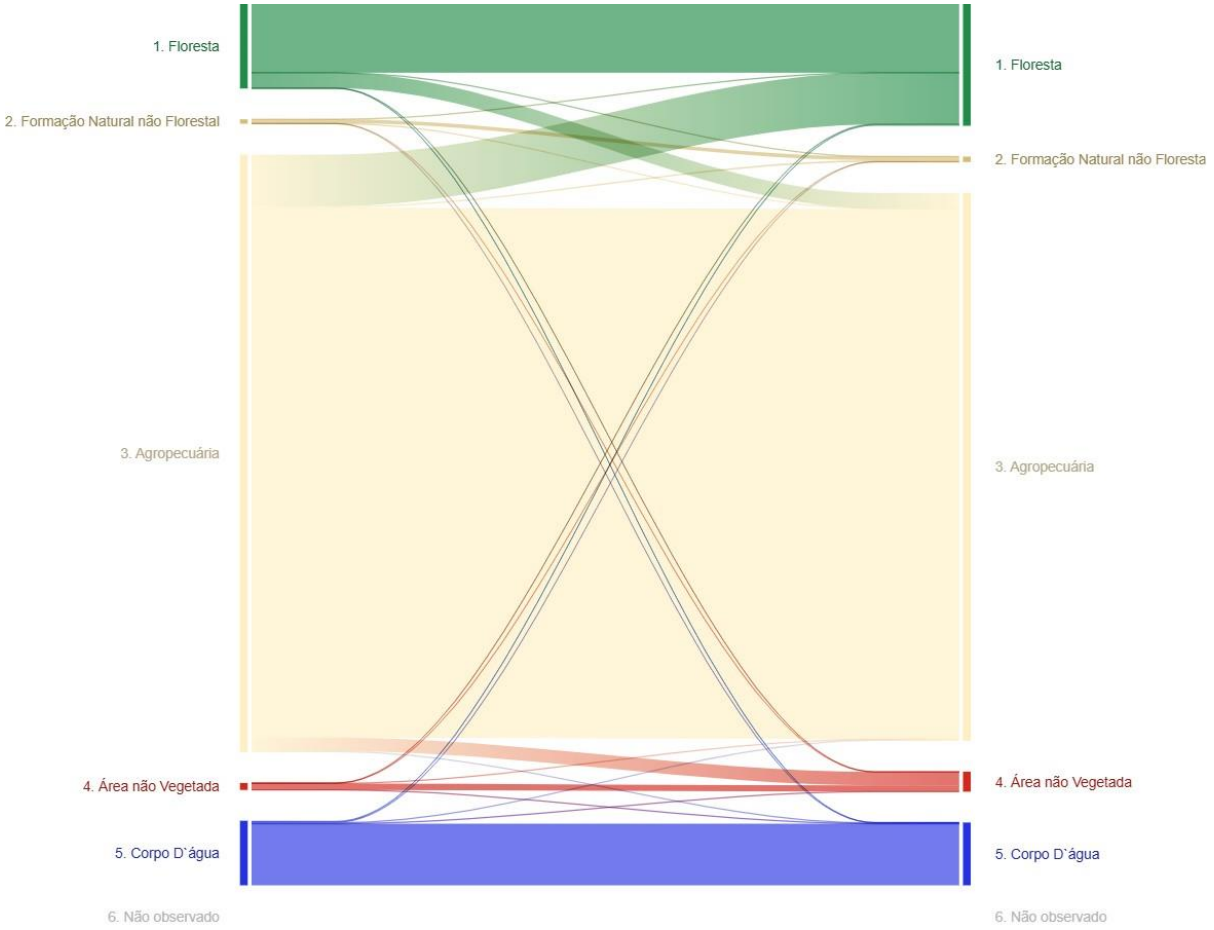


Figura 9 – Diagrama de Sankey, indicando as transições que ocorreram no uso e ocupação do solo, na região da BP3, entre os anos de 1985-2022, com destaque para o incremento de floresta. Fonte: Coleção 8, MapBiomas (2023)

Este processo de conversão do tipo de uso e ocupação de áreas na BP3, resultou na perda e fragmentação do habitat ao longo dos anos, levando a cobertura florestal a ocupar uma extensão abaixo do limiar de 30%, definido por Banks-Leite et al. (2014) como aceitável, diminuindo o risco de extinção das espécies. Neste sentido, há a necessidade de esforços contínuos de restauração ao longo desta paisagem, principalmente no que se refere à recomposição das APP, que também têm como função dar suporte à manutenção do fluxo das espécies ao longo da sua área de ocupação.

As APP, assim como as áreas de Reserva Legal, quando destinadas conforme a lei para o cumprimento de suas finalidades, podem contribuir para a conservação da biodiversidade. As APP possuem a função de proteção dos recursos hídricos e preservação da paisagem, além de facilitarem o fluxo gênico da fauna e flora, enquanto que a Reserva Legal permite o uso econômico dos recursos naturais

de modo sustentável, com a função de auxiliar a conservação e reabilitação dos processos ecológicos. Sendo assim, além do aspecto de proteção destas áreas por meio da Lei nº 12.651/2012, elas também possuem um papel fundamental na promoção da conservação da biodiversidade.

Estas áreas também possuem uma complementariedade no que se refere à riqueza de espécies de aves no contexto da Mata Atlântica, abrigando uma diversidade de espécies maior, do que quando consideradas de forma isolada. Anjos et al. (2007) discutiram a respeito da importância das florestas ripárias para a manutenção das espécies de aves em um remanescente de Mata Atlântica, e concluíram que ambas as áreas são fundamentais para a conservação da avifauna, sendo que as espécies frugívoras foram encontradas em ambos os ambientes. Estas áreas podem formar microhabitats em um mosaico complexo, beneficiando um maior número de espécies e indivíduos.

Através da proteção legal é possível fomentar a conservação da biodiversidade no contexto amplo, envolvendo a sociedade para compartilhar dos benefícios alcançados. Políticas públicas deveriam estimular esforços de restauração em larga escala, principalmente em áreas-chave da Mata Atlântica.

No caso do estado de São Paulo os esforços de restauração foram concentrados nas áreas de APP, não apenas no sentido de atender à legislação ambiental, mas principalmente para restabelecer os serviços ambientais realizados pelas florestas ao longo dos rios, reconstruindo corredores ecológicos através da paisagem e possibilitando a reconexão de remanescentes florestais isolados (BRANCALION et al., 2010). A finalidade destas áreas para a proteção dos recursos hídricos também tem levado a uma crescente preocupação da sociedade com as questões ambientais.

Um dos maiores benefícios da restauração ecológica é o aumento da conectividade da paisagem, ainda mais relevantes em ambientes altamente fragmentados como é o caso da BP3. Assim, as práticas de restauração de ecossistemas em territórios já muito perturbados, torna-se uma chance de sobrevivência às espécies sob risco de extinção, ao contribuir significativamente para o restabelecimento de redes complexas de interações, favorecendo os processos de sucessão ecológica nas áreas implantadas.

Um importante ponto a ser considerado para promover a conexão funcional, e não apenas estrutural, favorecendo os processos ecológicos, o contraste entre a

vegetação do corredor e a do fragmento deve ser minimizada, de forma que o corredor possua características muito similares dos remanescentes florestais, tanto florísticas quanto fisionômicas (METZGER, 2003).

Mais uma vez, destacamos aqui a importância dos ecossistemas de referência no processo de facilitação da dispersão das espécies ao longo da paisagem, dando condições para que as práticas de restauração tenham um modelo a ser seguido, planejando sua implantação com o objetivo de alcançar as características ecológicas originais o mais rápido possível, já que as espécies sob risco de extinção não têm muito tempo para aguardar por ações assertivas de conservação da biodiversidade. Mesmo em área já implantadas, o enriquecimento induzido com espécies nativas frutíferas poderia ser feito ao longo de todo o processo de restauração, para atração de dispersores.

No caso das áreas de Reserva Legal que deveriam, com base na lei, promover e auxiliar a conservação da biodiversidade, atrelados ao uso sustentável de seus recursos, contribuir para que os limiares mínimos de extinção não sejam ultrapassados. Neste sentido, a qualidade ambiental destas áreas deve ser reproduzida de forma a favorecer a manutenção das relações ecológicas flora-fauna.

A importância destas áreas, além das APP, se deve ao fato de que as características de composição da flora e da fauna nativas variam de forma bem acentuada quando comparadas, protegendo espécies distintas entre estas áreas, e sendo necessário distinguir estratégias de conservação para estas duas situações (BRANCALION et al., 2010).

Desta forma, o plantio de espécies frutíferas nestas áreas poderia contribuir tanto para a conservação dos processos de interação ecológica envolvendo a frugivoria, como também favorecer o uso sustentável da exploração comercial destas espécies através da comercialização de seus frutos, trazendo um valor agregado ainda maior considerando-se que sua origem é de espécies nativas da Mata Atlântica.

Apesar das APP não terem o viés comercial associado ao uso direto de seus recursos, estas contemplam que o bem-estar das populações humanas devem ser assegurados. Portanto, tanto as áreas de Reserva Legal quanto de APP, têm o potencial claro de trazer benefícios à conservação da biodiversidade em seu sentido mais amplo, quando não apenas a fauna e a flora são consideradas neste cenário, mas também as populações humanas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração ecológica tem se estruturado como uma ferramenta fundamental no contexto da restauração de ecossistemas. Os métodos e técnicas desenvolvidos ao longo dos anos podem colaborar de forma efetiva para a recomposição de ecossistemas, principalmente os *hotspots*, já extremamente ameaçados de extinção e muitas vezes abaixo dos limiares aceitáveis para a conservação de seus processos ecológicos. Seguindo esta vertente, as espécies que compõem estes ecossistemas caminham neste mesmo sentido, estando sob riscos e ameaças de extinção cada vez maiores.

Restaurar além da estrutura florestal é, sem dúvidas, um desafio a ser superado para que a implantação de áreas voltadas à recuperação ecológica siga sob a perspectiva de devolver processos já perdidos. As áreas de referência, portanto, podem ser consideradas uma luz no fim do túnel, com um imenso arcabouço de informações extremamente relevantes que podem contribuir com o sucesso de áreas de restauração.

Sendo assim, buscou-se com esta pesquisa propor um método satisfatório que auxilie nos processos de restauração de forma que a funcionalidade ecológica seja considerada na implantação de áreas e que não se limitem às técnicas tradicionais e silviculturais. Além disto, o método apresenta capacidade de replicabilidade em qualquer outro tipo de ecossistema, com base nas informações preexistentes de seus respectivos ecossistemas de referência. Neste sentido, o ecossistema de referência poderia ser utilizado para coleta de informações iniciais, consolidando a metodologia de implantação das técnicas de restauração.

Já dentre os gargalos enfrentados para um planejamento mais assertivo quanto aos métodos técnicas de implantação da restauração ecológica, figuram ainda os escassos estudos sobre as interações ecológicas entre frugívoros e plantas. Além disto, há poucas informações sobre a compreensão da dinâmica de dispersão da fauna em paisagens alteradas, que poderiam contribuir com o conhecimento do grau de resistência que cada tipo de classe de uso e ocupação do solo impõe sobre as espécies, carecendo de trabalhos que envolvam a marcação e monitoramento das espécies ao longo de sua área de ocorrência, de forma a melhorar o conhecimento a dispersão das espécies que possam ser utilizados para um melhor delineamento das práticas de restauração de ecossistemas.

Por fim, vale destacar que apesar dos altos custos da recuperação de áreas degradadas, é extremamente relevante que o máximo de eficiência seja alcançada no que tange custo-benefício. Sendo assim, áreas que contemplem processos ecossistêmicos desde o início do seu planejamento, tendem a alcançar os primeiros indicadores em um menor período de tempo, com benefícios que contemplem toda a biodiversidade (fauna, flora e pessoas).

REFERÊNCIAS

ANJOS, L.; VOLPATO, G. H.; LOPES, E. V.; SERAFINI, P.; POLETTO, F.; ALEIXO, A. 2007. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic forest remnant, Southern Brazil. **Rev. Bras. Zool.**, 24: 1078-1086.

BANKS-LEITE, C; PARDINI, R.; TAMBOSI, L. R.; PEARSE, W. D.; BUENO, A. A.; BRUSCAGIN, R. T.; CONDEZ, T. H.; DIXO, M.; IGARI, A. T.; MARTENSEN. A. C; METZGER, J. P. 2014. Using Ecological Thresholds to Evaluate the Costs and Benefits of Set-Asides in a Biodiversity *Hotspot*. **Science**, v. 345, p. 1041-1045. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1255768>.

BARDIN, L. 1977. **Análise de Conteúdo**. Lisboa: Edições 70.

BNDES/Mater Natura (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social/Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais). 2022. **Projeto Corredores de Biodiversidade** – Restauração Florestal – FOCO 01/2015.

BORNSCHEIN, M. R. & STRAUBE, F. C. 1991. **Novos registros de alguns Accipitridae nos Estados do Paraná e Santa Catarina (sul do Brasil)**. Encuentro de Ornitología de Paraguay, Brasil y Argentina, Resumenes p.38.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, 34, 1018-1029.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Nat. Conserv.**, 14 (Suppl. 1), 1–15.

BRANCALION, P. H. S.; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F. S. M.; ALMEYDA-ZAMBRANO, A. M.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J. L.; STRASSBURG, B. B. N.; WILSON, S.; CHAZDON, R. L. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Sci. Adv.** 5, eaav3223.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 455-470.

BRASIL. 2000. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000** – Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 15 de novembro de 2022.

BRASIL. 2012. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012** – Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa - Código Florestal. Disponível em:

<https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 15 de novembro de 2022.

CARPANEZZI, A. 2005. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas degradados. *In*: GALVÃO, A. P. & PORFIRIO-DA-SILVA, V. **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Embrapa Florestas. Colombo, cap. 2, p. 27-45.

CARPANEZZI, A. A.; CAPPANEZZI, O. T. B. 2003. Reabilitação ambiental de ecossistemas florestais: uma introdução. **Embrapa Florestas: I Semana do Estudante Universitário** – Florestas e Meio Ambiente. 7 p.

CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D.; GALDINO, J.; BORROZINO, E.; GIACOMINI, C. S.; SONOMURA, M. G. Y.; PUGSLEY, L. 2000. **Cartas climáticas do Paraná**. Departamento de Informática. InfoAgro 2000, Congresso e Mostra de Agroinformática. Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), Paraná. Acesso em: 15 de novembro de 2023. Disponível em: <https://silo.tips/download/cartas-climaticas-do-estado-do-parana>. Acesso em: 18 de novembro de 2023.

CHEBEZ, J. C. 1996. **Fauna misionera: catálogo sistemático y zoogeográfico de los vertebrados de la Provincia de Misiones (Argentina)**. Buenos Aires, Lola. 318 pp.

CONSERVATION INTERNATIONAL. 2016. **O que é 'Capital Natural'?** Por Bruno Vander Velde. Disponível em: <https://www.conservation.org/pt/blog/o-que-%C3%A9-capital-natural%E2%80%99#>. Acesso em: 15 de outubro de 2023.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M. S.; LINDENMAYER, D. B.; GRELLE, C. E. V.; BENAYAS, M. R. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, v. 7. 11666, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.

DELLA-FLORA, A.; BECKER, R. W.; BENASSI, S. F.; TOCI, A. T.; CORDEIRO, G. A.; IBÁÑEZ, M.; PORTOLÉS, T.; HERNÁNDEZ, F.; BOROSKI, M.; SIRTORI, C. 2019. Comprehensive investigation of pesticides in Brazilian surface water by high resolution mass spectrometry screening and gas chromatography-mass spectrometry quantitative analysis. **The Science of the total environment**, vol. 669, p. 248-257.

DEVELEY, P. F. & PONGILUPPI, T. 2010. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotrop.**, vol. 10, no. 4.

DEVELEY, P. F. & STOUFFER, P. C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conserv. Biol.**, 15: 1416-1422.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; DIETZ, L. A. 2003. **A biodiversity vision for the Upper Paraná Atlantic Forest Eco-region: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action**. World Wildlife Fund. Washington, D. C. USA.

ENDLER, J. A. 1993. The color of light in forests and its implications. **Ecological Monographs**, 63, 1–27.

FISCHER, D. 2014. **De corredor a mosaico: estratégias de diferentes governos para um mesmo fim?** Tese. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Curitiba.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecol. Bras.**, 11 (4): 493-502.

FRANCISCO, J. B. 2009. **Levantamento da Avifauna do Refúgio Biológico de Bela Vista da ITAIPU BINACIONAL**. Monografia). Faculdade Uniamérica Foz do Iguaçu.

FRANCISCO, J. B. et al. 2022. **Avifauna do Refúgio Biológico Bela Vista – ITAIPU Binacional**. Livro em fase de publicação.

GAGETTI, B. L.; PIRATELLI, A. J.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. 2016. Preferência de cores de frutas por pássaros e aplicações para restauração ecológica. **Braz. J. Biol**. 76 (04), Oct-Dec. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05115>.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, vol. 111, no. 2, pp. 269-273. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/ S0006-3207(02)00299-9>.

GALETTI, M.; LAPS, R.; PIZO, M. A. 2000. Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. **Biotropica**, 32:842–850.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Bio. Conserv**. v. 82, p. 31-39.

GALETTI, M.; PIZO, M. A. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. **Ararajuba**, 4: 71-79

GOMES, J. B. V.; WREGE, M. S.; HOLLER, W. A.; BOGNOLA, I. A. 2020. **Características gerais dos municípios da Bacia do Paraná 3 e Palotina**. In: GOMES, J. B. V.; WREGE, M. S.; e editores técnicos. Municípios formadores da Bacia do Paraná 3 e Palotina: estudos de clima, solos e aptidão das terras para o cultivo do eucalipto – Brasília, DF: Embrapa Florestas. 104 p.

GONÇALVES, V. F.; SILVA, A. M.; BAESSE, C. Q.; MELO, C. 2015. Frugivory and potential of birds as dispersers of *Siparuna guianensis*. **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 75, no. 2, pp. 300-304. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.11413 PMid:26132011>.

GUERIN, N. 2019. **Potencial de plantios homogêneos de espécies nativas para catalisar a recuperação da biodiversidade e proporcionar o uso sustentável da**

Reserva Legal. Tese de Doutorado – USP/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 145 p.

HART, N. S. 2001. The visual ecology of avian photoreceptors. **Progress in Retinal and Eye Research**, vol. 20, no. 5, pp. 675-703. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/S1350-9462(01)00009-X PMid:11470455>.

HART, N. S.; HART, D. M. 2007. Avian visual pigments: characteristics, spectral tuning, and evolution. **The American Naturalist**, 169(S1), S7-S26.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology Systematic**, 13:201-228.

IAP (Instituto Ambiental do Paraná). 2006. **Plano de Manejo Parque Estadual Cabeça do Cachorro**. Anexo 3.02 - Lista das Aves Registradas no Parque Estadual da Cabeça do Cachorro (oeste do Paraná).

IF – Instituto Florestal. 2011. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Série Registros**. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo, n. 44, p. 1-38, ago.

IPARDES (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social). Indicadores de Desenvolvimento Sustentável por Bacias Hidrográficas do estado do Paraná. 2017. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/IDS/index.php/IDS2017/article/view/40/38>. Acesso em 01 de novembro de 2023.

ITAIPU Binacional. 2017. Itaipu responde por quase 30% de restauração da Mata Atlântica no PR | ITAIPU BINACIONAL. Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/sala-de-imprensa/noticia/itaipu-responde-por-quase-30-de-restauracao-da-mata-atlantica-no-pr>

ITAIPU Binacional. 2021. **Marca Histórica: Itaipu Comemora o Plantio de 24 Milhões de Árvores**. Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/sala-de-imprensa/noticia/marca-historica-itaipu-comemora-o-plantio-de-24-milhoes-de-arvores>. Acesso em: 02 de novembro de 2023.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2022. **Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN**. Versão 15.1. Preparada pelo Comitê de Padrões e Petições. Disponível em https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2023. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2023-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 15 de janeiro de 2024.

JANTZ, P.; GOETZ, S.; LAPORTE, N. 2014. Carbon stock corridors to mitigate climate change and promote biodiversity in the tropics. **Nat. Clim. Change**, 4, 138-142.

JORDANO, P. 1994. Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. **Oikos** 71, 479-491.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. Pages 411-436. In: DUARTE, C. F.; BERGALLO, H. G.; DOS SANTOS, M. A.; VA, A. E. (eds.). **Biologia da conservação: essências**. Editorial Rima, São Paulo, Brasil.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A. 1989. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. **Anais do Simpósio Sobre Mata Ciliar**. Campinas, Fundação Cargill, São Paulo. p.130- 43.

KAGEYAMA, P. Y; GANDARA, F. B. 2001. Recuperação de áreas ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. de (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, FAPESP. Cap. 15.2, p. 249-269.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; DE OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. 2001. **Restauração da mata ciliar: Manual para a recuperação de áreas ciliares e microbacias**. Rio de Janeiro: SEMADS. 104 p.

KATTAN, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de espécies. *In*: GUARIGUATA, M. e KATTAN, G. (Ed.), **Ecologia y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ed. LUR, cap. 22, p. 561-590.

KISSLING, W. D.; BÖHNING-GAESE, K.; JETZ, W. 2009. The global distribution of frugivory in birds. **Global Ecology and Biogeography**, 18(2), 150–162. Disponível em: <doi:10.1111/j.1466-8238.2008.00431.x>

KOBAYASHI, S. 2004. Landscape rehabilitation of degraded tropical forest ecossystems: case study of the CIFOR/Japan project in Indonesia and Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 201, n. 1, p. 13-22, Nov.

KOCH, Z. & BÓÇON, R. 1994. **Guia ilustrado das aves comuns [do] Parque Nacional do Iguaçu**. Curitiba: Zig Fotografias e Produções Culturais. 38 pp.

LAGOS, A. R.; MULLER, B. L. A. 2007. *HOTSPOT* BRASILEIRO: Mata Atlântica. **Saúde & Ambiente em Revista**: Universidade Unigranrio, Duque de Caxias, v. 2, n. 2, p. 35-45, Jul.-Dez.

LARA, A. I. 1994. **Composição da Avifauna Aquática da Margem Esquerda do Reservatório de ITAIPU, Paraná, Brasil**. 1994. Dissertação de mestrado. Pós-Graduação em Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

LEE, D.; SAYER, J. 2004. Preface. **Forest Ecology and Management**. Amsterdam, v. 201, p. 1, Nov.

LIMONT, M.; MULLER, C.; SOARES, N. 2015. **Ações de governança territorial da Rede Gestora do Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná**. TFCA/FUNBIO

(Tropical Forest Conservation Act/Fundo Brasileiro para Conservação da Biodiversidade). Porto Alegre: Instituto Curicaca.

LONG, R. W. 1971. **A flora of tropical Florida**. University of Miami Press, Coral Gables, Fla.

MAPBIOMAS. 2023. **MapBiomas Brasil - INFOGRÁFICOS**. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/

MAPBIOMAS. 2023. **Plataforma - MapBiomas Brasil**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biol. Conserv.**, 141: 2184-2192.

MARTIN, G. R. 1993. Producing the image. *In*: ZEIGLER, H. P.; BISCHOF, H. J. eds. **Vision brain, and behavior in birds**. Cambridge: MIT Press. pág. 5-24.

MATER NATURA – Instituto de Estudos Ambientais. 2022. **Inventário de Aves e Mamíferos na Área do Refúgio Biológico Bela Vista (RBV) – ITAIPU Binacional**. Etapa 5 – Relatório Final. Curitiba.

MELI, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigacíon académica. **Interciencia**, Caracas, v. 28, n. 10, p. 581-589.

MERENLENDER, A. M.; KEELEY, A. T. H.; HILTY, J. A. 2022. Ecological corridors for which species? **Therya**, Vol. 13 (1): 45-55. DOI: <10.12933/therya-22-1162>.

METZGER, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrop.** 1: (1-2). Disponível em: <https://www.biotaneotropica.org.br/BN/article/view/1575>. Acesso em: 31 de outubro de 2023.

METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas?, p.51-76. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF.

METZGER, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, 142: 1138-1140.

METZGER, J. P. 2010. O código florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, 8 (1): 92-99, julho.

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, 18:1-12, 1997.

MIKICH, S. B. A. 2002. Dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná,

Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). **Ararajuba**. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 10, n.2, p. 207-217.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; GIL, P. R.; MITTERMEIER, C. G. 1999. ***Hotspots*, Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Agrupacion Sierra Madre, S. C., Mexico City.

MITTERMEIER, R. A., TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. 2011. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of *Hotspots***. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). Biodiversity *Hotspots*. Springer: Berlin, Heidelberg, pp. 3-22. DOI: 10.1007/978-3-642-20992-5_1.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Atualização – **Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília: MMA.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2022. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias#:~:text=A%20defini%C3%A7%C3%A3o%20de%20%C3%A1reas%20priorit%C3%A1rias,e%20oportunidades%20para%20a%20conserva%C3%A7%C3%A3o>.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. 2000. Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. **Nature**. 403, 853-858.

NATHAN, R.; GETZ, W. M.; REVILLA, E.; HOLYOAK, M.; KADMON, R.; SALTZ, D.; SMOUSE, P. E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proc Natl Acad Sci USA**. Dec 9; 105 (49): 19052–19059.

NITSCHE, P. R.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; PINTO, L. F. D. 2019. **Atlas climático do estado do Paraná** [recurso eletrônico] / Pablo Ricardo Nitsche... [et al.]. – Londrina (PR): Instituto Agronômico do Paraná. 210 p. Acesso em: 15 de novembro de 2023. Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Atlas-Climatico>. Acesso em: 12 de novembro de 2023.

NOSS, R. F. 2001. Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. **Conserv. Biol.**, 15, 578–590.

ODUM, E. P. 2007. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. São Paulo: Pioneira Thomson.

PARKER III, T. A. & GOERCK. J. M. 1997. The importance of national parks and biological reserves to bird conservation in the Atlantic Forest Region of Brazil. *In*: Studies in Neotropical Ornithology honoring Ted Parker. **Ornithological Monographs**, 48: 527-541.

PDA/MMA. 2012. Sub-programa Projetos Demonstrativos. Ministério do Meio Ambiente. **Edital da chamada 06: Apoio a projetos para o Planejamento, Implementação e Monitoramento de Corredores Ecológicos na Mata Atlântica**. Brasília: PDA/MMA.

PIZO, M. A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 15(supl.): 117-126.

PIZO, M. A.; GALETTI, M. 2010. Métodos e Perspectivas da Frugivoria e Dispersão de Sementes por Aves. In: **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Instituto de Biociências. Universidade Estadual de São Paulo (UNESP).

PIZO, M. A.; SILVA, W. R.; GALETTI, M.; LAPS, R. 2002. Frugivory in cotingas of the Atlantic forest of southeast Brazil. **Ararajuba**, 10:177–185.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E.2001. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues. 328 p.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. 2018. From *hotspot* to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 16: 208–214.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142, 1141-1153.

ROCHA, A. S.; NÓBREGA, M. T.; CUNHA, J. E.; BADE, M. R. 2018. Mapeamento da capacidade de uso das terras na Bacia Hidrográfica do Paraná 3: contribuições para o planejamento rural e ambiental. **Revista Caminhos de Geografia**. Uberlândia/MG, v. 19, n. 68, Dez/2018, p. 266-285.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP/FAPESP, p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, 142, 1242–1251.

ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**. 7 (4), eabc4547. DOI: <10.1126/sciadv.abc4547>

RUDOLPHO, L. S. 2020. **Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Florianópolis. 308 p.

SANTOS, L. J. C.; OKA-FIORI, C.; CANALI, N. E.; FIORI, A. P.; SILVEIRA, C. T.; SILVA, J. M. F.; ROSS, J. L. S. 2006. Mapeamento Geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. Ano 7, nº 2.

SCHMIDT, V.; SCHAEFER, H. M.; WINKLER, H. 2004. Conspicuousness, not colour as foraging cue in plant-animal signaling. **Oikos**, vol. 106, no. 3, pp. 551-557. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12769.x>.

SEGER, C.; LARA, A. I.; ARRUDA, S. D.; BOÇÓN, R.; ANTONELLI-FILHO, R. & SCHERER-NETO, P. 1993. **Avifauna dos Refúgios Biológicos de Bela Vista e Santa Helena, Itaipu Binacional, oeste do Paraná**. *In*: Congresso Brasileiro de Ornitologia, 3º. Pelotas Sociedade Brasileira de Ornitologia. Anais. p. 36.

SER (Society for Ecological Restoration International Science) & Policy Working Group. 2004. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Society for Ecological Restoration International, Science and Policy Working Group. Documento técnico. Disponível em: <https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf>.

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

SILVA, W. R. 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração, p. 77-90. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais.

SMA/SP (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). 2008. **Resolução nº 44/2008, de 30 de junho de 2008**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 02/07/2008. Seção Meio Ambiente, 2008b.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2017. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 1985-2015**. São Paulo.

SOUZA, M. F.; BATISTA, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**. Amsterdam, v. 191, p. 185-200.

SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Silvestre e Educação Ambiental). 1993. **Inventário da avifauna dos Refúgios Biológicos Bela Vista e de Santa Helena – ITAIPU Binacional – Paraná**. Relatório Final. Curitiba.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITS, D. K.1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago, The University of Chicago Press, 481p.

STRAUBE, F. C. 2003. Bases legais para a identificação dos limites territoriais do Brasil na fronteira com o Paraguai e suas implicações para a consideração de registros ornitológicos. **Ararajuba**, 11 (1): 131-135.

STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. 2004. Uma Revisão Crítica Sobre o Grau de Conhecimento da Avifauna do Parque Nacional do Iguaçu (Paraná, Brasil) e Áreas Adjacentes. **Atualidades Ornitológicas**, n. 118 (março/abril de 2004).

TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R., LIMA, I. S. C.; RODRIGUEZ, F. H.; PEREIRA, V. A. A. C. 2021. **Contribuições da restauração florestal para a paisagem do reservatório de Itaipu**. Anais do III Workshop NIT – Dados, informações e conhecimento a serviço da gestão territorial e segurança hídrica. Foz do Iguaçu. 611 p.

TURCEK, F. J. 1963. Color preferences in fruit- and seed-eating birds. **Proc. Int. Ornithol. Congr**. 13:285-292.

TURNER, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**. London, v. 33, p. 200-209, Oct.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. 2008. Can agroforest wood lots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodivers Conserv**. Volume 17:1907–1922, Disponível em: <DOI 10.1007/s10531-008-9329-0>

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, 123, 507-519.

UNDP (United Nations Development Programme). 2023. **Goal 15 LIFE ON LAND**. Disponível em: <https://www.undp.org/sustainable-development-goals/life-on-land>. Acesso em: 15 de Agosto de 2023.

UNIOESTE (Universidade Estadual do Oeste do Paraná); ITAIPU Binacional; Águas Paraná; Comitê da Bacia do Paraná 3. 2014. **Plano da Bacia Hidrográfica do Paraná 3: características gerais da bacia**. Cascavel, 137 p.

VIDAL, M. M.; BANKS-LEITE, C.; TAMBOSI, L. R.; HASUI, É.; DEVELEY, P. F.; SILVA, W. R.; GUIMARÃES-JR, P. R.; METZGER, J. P. 2019. Predicting the non-linear collapse of plant-frugivore networks due to habitat loss. **Ecography**, 42: 1765–1776, 2019. Disponível em: <doi:10.1111/ecog.04403>

VIDAL, M. M.; HASUI, E.; PIZO, M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SILVA, W. R.; GUIMARÃES-JR., P. R. 2014. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, 95 (12), pp. 3440–3447.

WHEELWRIGHT, N. T.; JANSON, C. H. 1985. Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. **American Naturalist**, vol. 126, no. 6, pp. 777-799. Disponível em: <http://dx.doi. org/10.1086/284453>.

WHITNEY, K. D. 2005. Linking frugivores to the dynamics of a fruit color polymorphism. **American Journal of Botany**. vol. 92, no. 5. 859-867. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3732/ajb.92.5.859 PMid:21652467>.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *In*: SOULÉ, M. E. (ed.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**, pp. 237-256. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

WILMAN, H.; BELMAKER, J.; SIMPSON, J.; DE LA ROSA, C.; RIVADENEIRA, M. M.; JETZ, W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, 95 (7), p. 2027. Wiley. Collection. Disponível em: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.c.3306933.v1>.

WWF/Brasil (World Wildlife Fund/Brasil). 2014. **Restauração ecológica no Brasil: desafios e oportunidades**. Programa Água Brasil – Portfólio de Restauração Ecológica.

APÊNDICE A

LEVANTAMENTO DO ESTADO DA ARTE

O levantamento do estado da arte tem sido realizado por meio de estudo bibliométrico de artigos científicos realizado via Portal de Periódicos da CAPES e Scopus, com base principalmente nos descritores indicados na **Figura 1**.

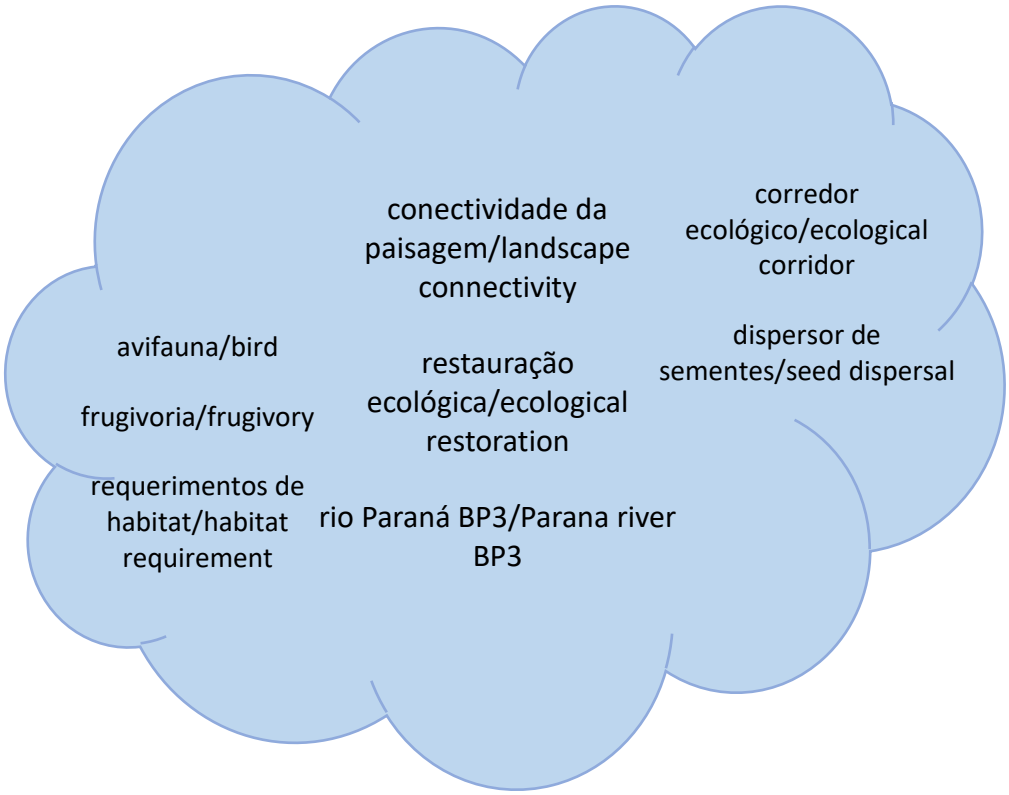


Figura 1 – Descritores utilizados para o levantamento bibliográfico por meio do Portal de Periódicos da Capes e Scopus.

Cada um dos descritores foi pesquisado isoladamente e também associado a cada um dos demais descritores, incluindo “and” entre cada descritor, da seguinte forma: 1) “conectividade da paisagem”, 2) “restauração ecológica”, 3) “rio” and “Paraná” and “BP3”, 4) “avifauna”, 5) “frugivoria”, 6) “requerimentos de habitat”, 7) “corredor ecológico”, 8) “dispersor de sementes”; 9) “landscape connectivity”, 10) “ecological restoration”, 11) “Parana” and “river” and “BP3”, 12) “bird”, 13) “frugivory”, 14) “habitat requirement”, 15) “ecological corridor”, e 16) “seed dispersal”.

Enquanto resultado do levantamento a partir destes descritores, obteve-se os **Quadro 1** e **Quadro 2** (**Apêndice B**), resultantes das buscas realizadas nas bases de pesquisa.

A busca realizada com base na combinação dos principais descritores "*landscape connectivity*" and "*ecological restoration*", resultaram em um total de 59 publicações, distribuídas ao longo dos anos, conforme **Gráfico 1**, abaixo:

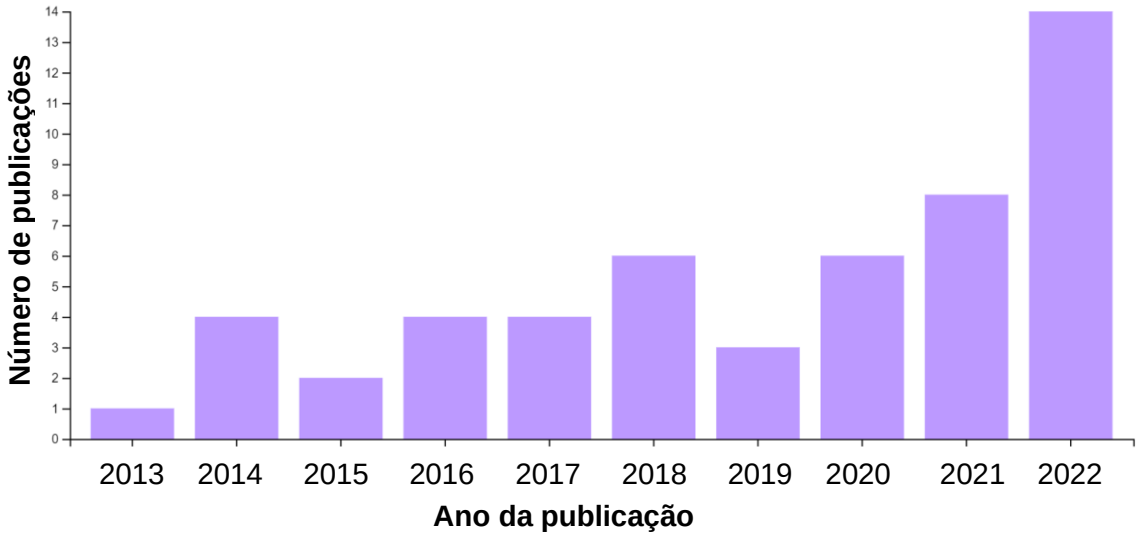


Gráfico 1 – Número de publicações, por ano, relacionadas à busca: "*landscape connectivity*" and "*ecological restoration*". N total: 59 publicações.

O crescimento nas publicações que abordam tanto a temática de conectividade da paisagem, quanto as práticas de restauração ecológica refletem o aumento de várias partes interessadas por estas temáticas ao longo dos últimos 20 anos. Deste cenário, fazem parte cientistas no desenvolvimento do conhecimento sobre as melhores técnicas, governos enquanto gestores e tomadores de decisão, e movimentos sociais que atuam na aplicação prática, em uma busca conjunta pelo entendimento da escala do problema, bem como na elaboração de propostas para resolver questões ambientais de perda de biodiversidade que se tornam cada vez mais urgentes e necessário na sociedade atual. Já a relação dos principais autores que tem publicado a respeito da associação entre os descritores "*landscape connectivity*" and "*ecological restoration*", segue conforme abaixo (**Figura 2**), resultando em 59 publicações das quais são apresentados os 25 primeiros resultados.

Figura 2 – Principais autores, relacionados à busca: "*landscape connectivity*" and "*ecological restoration*". N total: 59 publicações. N de resultados apresentados: 25. Fonte: Web of Science, 2022.

APÊNDICE B

QUADROS COM O RESULTADO DAS ANÁLISES CRUZADAS ENTRE OS DESCRITORES SELECIONADOS PARA A BUSCA BIBLIOGRÁFICA

Base de dados: **Portal de Periódicos Capes**	conectividade da paisagem	restauração ecológica	rio Paraná BP3	avifauna	frugivoria	requerimentos de habitat	corredor ecológico	dispersor de sementes
conectividade da paisagem	35/13	2/2	0	0	0	0	0	0
restauração ecológica		282/220	0	7/6	3/2	0		1/0
rio Paraná BP3			1/1	0	0	0	0	0
avifauna				53863/3561	15/13	0	1/0	3/3
frugivoria					279/204	0	0	13/10
requerimentos de habitat						3/2	0	0
corredor ecológico							232/99	0
dispersor de sementes								66/38
Base de dados: **Portal de Periódicos Capes**	landscape connectivity	ecological restoration	parana river BP3	bird	frugivory	habitat requirement	ecological corridor	seed dispersal
landscape connectivity	2967/2438	90/80	0	322/283	7/7	26/24	142/135	108/102
ecological restoration		22622/16762	0	756/637	15/12	47/46	71/63	269/238
parana river BP3			0	0	0	0	0	0
bird				760724/277345	1063/800	843/673	211/57	3198/2471
frugivory					2350/1697	4/3	1/1	1212/976
habitat requirement						4139/3238	11/6	51/46
ecological corridor							2046/876	17/17
seed dispersal								16909/13132

Quadro 1 – Resultados das buscas pelos descritores realizadas no Portal de Periódicos da Capes.

Base de dados: **Scopus**	landscape connectivity	ecological restoration	parana river BP3	bird	frugivory	habitat requirement	ecological corridor	seed dispersal
landscape connectivity	1.925	57	0	159	11	16	138	45
ecological restoration		11.064	0	312	14	23	88	130
parana river BP3			1	0	0	0	0	0
bird				305.352	1.192	663	65	1.930
frugivory					2.809	5	1	1.277
habitat requirement						3.918	10	35
ecological corridor							1.138	6
seed dispersal								10.895

Quadro 2 – Resultados obtidos das buscas pelos descritores realizadas na base de dados da Scopus.

A linha amarela, em ambas bases de dados delimita os descritores buscados isoladamente (abaixo) e os descritores buscados de forma cruzada com cada um dos demais descritores (acima).

APÊNDICE C

TABELA 1 – CLASSES DE USO DO SOLO IDENTIFICADAS NA REGIÃO DA BP3, COM BASE NOS DADOS EXTRAÍDOS DA COLEÇÃO 8, PLATAFORMA MAPBIOMAS (2023)

CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	NÚMERO DE PIXELS	ÁREA TOTAL Km2	%
Formação Florestal	1705922	1238,97	17,39
Silvicultura	53317	38,72	0,54
Campo Alagado e Área Pantanosa	27915	20,27	0,28
Pastagem	766698	556,83	7,81
Cana	18	0,01	0,00
Mosaico de Usos	1550276	1125,92	15,80
Área Urbanizada	286033	207,74	2,92
Outras Áreas não Vegetadas	37452	27,20	0,38
Rio, Lago e Oceano	66525	48,32	0,68
Soja	5103197	3706,32	52,01
Outras Lavouras Temporárias	209853	152,41	2,14
Café	4515	3,28	0,05
Outras Lavouras Perenes	81	0,06	0,00
TOTAL	9811802	7126,05	100,00