

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Patrick Faria Fernandes

Caracterização do potencial de restauração vegetal em Unidades de Conservação de Proteção
Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo

Sorocaba

2025

Patrick Faria Fernandes

Caracterização do potencial de restauração vegetal em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin

Co-orientação: Dr. Paulo André Tavares

Financiamento: CAPES

Sorocaba

2025

Fernandes, Patrick Faria

Caracterização do potencial de restauração vegetal em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo / Patrick Faria Fernandes -- 2025.
116f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Paulo Guilherme Molin
Banca Examinadora: Gerd Sparovek, Antônio Carlos Galvão de Melo
Bibliografia

1. Áreas restauráveis. 2. Áreas protegidas . 3. Planejamento ambiental. I. Fernandes, Patrick Faria. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Patrick Faria Fernandes, realizada em 28/04/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin (UFSCar)

Prof. Dr. Gerd Sparovek (USP)

Prof. Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo (IF)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Dedicatória

Ao meu pai, que me acompanhou na metade dessa trajetória e hoje carrego comigo como parte de quem eu sou.

E a minha melhor amiga Clissia, a flor mais linda que pude apreciar em sua curta morada nesse jardim. Nunca vou te esquecer, enquanto as flores continuarem a florescer e a música a tocar.

AGRADECIMENTOS

Agradeço especialmente ao meu pai, Antônio Marcos da Silva Fernandes, que me ajudou na trajetória para chegar onde estou hoje, tanto financeiramente quanto com palavras que, muitas vezes, de sua forma única, eram mais profundas do que qualquer lição que um filósofo poderia me dar. Também expresso minha gratidão à minha mãe, que mais uma vez me viu distante e longe de casa, algo que sempre temeu, mas que, em dado momento, compreendeu o que eu estava fazendo e o quanto eu precisava.

Minha gratidão à minha amiga Clissia, que sempre acreditou e vibrou a cada passo que eu dava, como o feito mais incrível do mundo, mesmo que eu sentisse que nenhum desses passos tenham sido suficientes para tal. Vou levar pra sempre suas lembranças e as marcas na alma para me guiar. Também guardo no coração todos os amigos próximos que estiveram ao meu lado durante esse período, especialmente a Ana Júlia Alves, Clara Ventre, Camila Albano, Eduarda Taionato, Giovanna Koga, Luana Rosalin, Rodolfo França, Victoria Ferrari Ludovico, Vittoria Façanha e Vitória Possetti.

Não menos importante, sou profundamente grato a todos que conheci neste breve caminho de dois anos. Em especial, aos meus “irmãozinhos” Felipe Rosafa Gavioli e Melodie Kern Sarubo Dorth, pelas experiências compartilhadas, conversas de desabafo e o laço de amizade eterna que criamos. Minha imensa gratidão também vai para a terapeuta Gislene Machado, por todo o suporte emocional e pela incrível atenção que dedicou a mim nesta fase de grandes mudanças e desafios. Seu apoio foi essencial para que eu pudesse atravessar essa etapa e continuar seguindo ainda mais longe. Agradeço também aos colegas do Centro de Pesquisa e Extensão em Geotecnologias – CePe-Geo da UFSCar campus Lagoa do Sino, em especial a Giovanna Andrade, Giulio Santoro, Reginaldo Coutinho e Vinicius Costa.

Por este projeto, meus agradecimentos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, e à FAPESP (processo nº 2021/11940-0), projeto “Restauração de vegetação nativa na Mata Atlântica pela combinação estratégica de medidas obrigatórias e compromissos voluntários (CCD-EMA)”. Aos meus orientadores Paulo Guilherme Molin e Paulo André Tavares, que foram fundamentais no andamento do projeto, proporcionando trocas de experiências e conhecimento enriquecedoras, além de uma gama de oportunidades e dicas que contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal. Agradeço à SEMIL e à Fundação Florestal pela parceria e pela troca de dados essenciais para este projeto. E também aos excelentes profissionais que me auxiliaram e contribuíram com este projeto durante minha qualificação e defesa: Antônio Carlos Galvão de Melo, Carlos Delano Cardoso de Oliveira, Catherine Torres de Almeida e Gerd Sparovek. Deixo também meus reconhecimentos à Universidade Federal de São Carlos, em especial a Luciana Kawamura por todo suporte e auxílio.

Por fim, agradeço às equipes responsáveis pelos dados geoespaciais: MapBiomass, FBDS, IBGE, MMA, FF, IF, IPA, Imaflores, GeoLab, CATI e OpenStreetMap, assim como a Marcelo H. Matsumoto (WRI e Biomass) pelo apoio e contribuições essenciais a esta pesquisa.

“Não há limão tão azedo que não possa fazer algo parecido com uma limonada”

This Is Us

RESUMO

FERNANDES, Patrick Faria. Caracterização do potencial de restauração vegetal em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo. 2025. 116f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR)) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba-SP, 2025.

A degradação ambiental resultante de atividades antrópicas é uma preocupação global devido aos impactos sobre a biodiversidade e mudanças climáticas. Restaurar a vegetação nativa em Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPIs) e zonas de amortecimento (ZAs) é uma estratégia promissora, mas enfrenta desafios quando se trata da identificação e quantificação das áreas restauradas, considerando a divisão fundiária e a caracterização ambiental. O presente projeto buscou localizar, quantificar e caracterizar áreas passíveis de restauração em 63 UCPIs continentais e suas respectivas ZAs no Estado de São Paulo. O projeto baseou-se na integração de dados geoespaciais secundários de fontes oficiais e amplamente reconhecidas na ciência. As áreas passíveis de restauração incluíram pastagens e mosaicos de uso nas UCPIs, enquanto, nas ZAs, a estratificação também considerou Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs) e pastagens degradadas. Para a caracterização das áreas restauradas foram consideradas diversas variáveis, como a proximidade de remanescentes de vegetação nativa, bioma, aptidão agrícola e declividade. Já a situação fundiária das UCPIs foi classificada como áreas públicas e privadas, enquanto nas ZAs, as áreas foram categorizadas pelo tamanho do imóvel. A definição do método de restauração foi baseada na probabilidade de regeneração: i) 0 a 40%: plantio; ii) 41 a 70%: regeneração assistida; iii) 71 a 100%: regeneração natural não assistida. Para áreas não mecanizáveis (declividade > 20%) e sem regeneração natural viável, adotou-se a sementeira direta. Ao todo foram identificados 185.113,57 ha passíveis de restauração, o que representa 12,34% da meta de 1,5 milhão de hectares do Plano de Ação Climática de SP. Nas UCPIs, totalizaram-se 33.973,40 ha, sendo 46,70% em domínio público, 25,32% em domínio privado e 27,98% em domínio indefinido, com potencial de expansão da vegetação nativa de 3,90%. As ZAs somaram 151.140,17 ha, divididos em 64.526,90 ha de APPs, 28.059,58 ha de RLs e 65.691,19 ha de pastagens degradadas, com potencial de aumento de 16,43% na cobertura vegetal. Destas áreas, 75,88% estão em grandes propriedades e 24,12% em áreas sem informação. A caracterização destacou aspectos positivos, como a expansão dos remanescentes de vegetação nativa e a proximidade com viveiros. Em relação aos métodos, a regeneração natural não assistida predominou nas UCPIs (58,03%), enquanto o plantio foi mais comum nas ZAs (54,94%). Nas duas categorias, a regeneração assistida e a sementeira direta apresentaram proporções semelhantes. Por fim, este estudo destaca o grande potencial das UCPIs e ZAs na restauração ambiental, evidenciando seu papel crucial no cumprimento das metas estabelecidas. A metodologia proposta oferece uma abordagem prática, replicável e viável para a implementação e gestão das ações de restauração, proporcionando subsídios valiosos para o desenvolvimento de políticas públicas mais eficazes e contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas e o aprimoramento das políticas ambientais brasileiras.

Palavras-chave: áreas restauráveis; áreas protegidas; planejamento ambiental; sensoriamento remoto; recuperação de áreas degradadas.

ABSTRACT

FERNANDES, Patrick Faria. **Characterization of the vegetation restoration potential in Integral Protection Conservation Units and buffer zones in the state of São Paulo.** 2025. 116f. Dissertation (Master's in Planning and Use of Renewable Resources (PPGPUR)) – Federal University of São Carlos, Sorocaba-SP, 2025.

The environmental degradation resulting from anthropogenic activities is a global concern due to its impacts on biodiversity and climate change. Restoring native vegetation in Integral Protection Conservation Units (UCPIs) and buffer zones (ZAs) is a promising strategy, however it faces challenges in identifying and quantifying the areas suitable for restoration, considering land division and environmental characterization. This project aimed to locate, quantify, and characterize areas eligible for restoration in 63 continental UCPIs and their respective ZAs in the State of São Paulo. The project was based on the integration of secondary geospatial data from official sources widely recognized in science. The areas eligible for restoration included pastures and land-use mosaics within the UCPIs, while in the ZAs, the stratification also considered Permanent Preservation Areas (APPs), Legal Reserves (RLs), and degraded pastures. For the characterization of the areas suitable for restoration, several variables were considered, such as proximity to remnants of native vegetation, biome, agricultural suitability, and slope. The land situation of the UCPIs was classified as public and private areas, while in the ZAs, areas were categorized by property size. The definition of the restoration method was based on probability of regeneration: i) 0 to 40%: planting; ii) 41 to 70%: assisted regeneration; iii) 71 to 100%: natural regeneration without assistance. For non-mechanizable areas (slope > 20%) and areas without viable natural regeneration, direct seeding was adopted. A total of 185,113.57 ha suitable for restoration were identified, representing 12.34% of the 1.5 million-hectare target of the São Paulo Climate Action Plan. In the UCPIs, 33,973.40 ha were identified, of which 46.70% were public domain, 25.32% private domain, and 27.98% undefined domain, with a potential for native vegetation expansion of 3.90%. The ZAs covered 151,140.17 ha, divided into 64,526.90 ha of APPs, 28,059.58 ha of RLs, and 65,691.19 ha of degraded pastures, with a potential increase of 16.43% in vegetation cover. Of these areas, 75.88% are in large properties while 24.12% are in areas with no information. The characterization highlighted positive aspects, such as the expansion of native vegetation remnants and proximity to nurseries. Regarding methods, natural regeneration without assistance predominated in the UCPIs (58.03%), while planting was more common in the ZAs (54.94%). In both categories, assisted regeneration and direct seeding had similar proportions. Finally, this study highlights the great potential of UCPIs and ZAs in environmental restoration, emphasizing their crucial role in meeting the established goals. The proposed methodology offers a practical, replicable, and feasible approach for implementing and managing restoration actions, providing valuable input for the development of more effective public policies and contributing to climate change mitigation and the improvement of environmental policies in Brazil.

Keywords: restorable areas; protected areas; environmental planning; remote sensing; degraded area restoration.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - Localização das Unidades de Conservação de Proteção Integral estaduais continentais, suas respectivas zonas de amortecimento e os biomas nos quais estão inseridos no estado de São Paulo.28
- FIGURA 2 - Esquemática da conversão dos dados raster para vetor e seu processamento. A: raster de área restaurável convertido para vetor; B: uso do buffer de 0,0001m e da ferramenta "Dissolver"; C: uso da ferramenta "Multipartes para Partes Simples" e buffer de -0,0001m, gerando o polígono final de área restaurável..... 31
- FIGURA 3 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Estação Ecológica Juréia-Itatins com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m, assim como o uso dos dados do Inventário Florestal do estado de São Paulo.43
- FIGURA 4 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Parque Estadual Campina do Encantado com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m, assim como o uso dos dados do Inventário Florestal do estado de São Paulo.44
- FIGURA 5 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Parque Estadual Carlos Botelho com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m.45
- FIGURA 6 - Distribuição do tamanho dos fragmentos de áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo.47
- FIGURA 7 - Áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo e os maiores fragmentos restauráveis (Parque Estadual Aguapeí (A), Parque Estadual Rio do Peixe (B) e Parque Estadual Juquery (C)).....47
- FIGURA 8 - Distribuição do tamanho dos fragmentos de áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo.49
- FIGURA 9 - Áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo e os maiores fragmentos restauráveis (Estação Ecológica Caetetus (A), Monumento Natural Estadual da Mantiqueira Paulista (B) e Parque Estadual Serra do Mar (C)).49
- FIGURA 10 - Áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, classificadas em Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs), Pastagens Severamente Degradadas (PSD) e Pastagens Moderadamente Degradadas (PMD). 50

FIGURA 11 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação a hidrografia (massas d'água, rede ou nascentes).	51
FIGURA 12 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação aos viveiros.	52
FIGURA 13 - Distribuição quantidade de nascentes contidas nas áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	53
FIGURA 14 - Distribuição da proporção dos tipos de uso e cobertura do solo no entorno de 5 km ao redor do centroide das áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	54
FIGURA 15 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo em relação aos remanescentes de vegetação nativa.	55
FIGURA 16 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo em relação aos remanescentes de vegetação nativa.	55
FIGURA 17 - Distribuição dos tamanhos das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.....	56
FIGURA 18 - Distribuição dos comprimentos das bordas das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	57
FIGURA 19 - Distribuição das classes da capacidade potencial de uso das terras agrícolas nas áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	59
FIGURA 20 - Distribuição das probabilidades de regeneração natural das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	60
FIGURA 21 - Distribuição das classes de relevo nas áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.....	61
FIGURA 22 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação às vias de acesso.....	62
FIGURA 23 - Distribuição da proporção das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação aos possíveis métodos de restauração a serem empregados.	64

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Diferentes categorias de manejo das Unidades de Conservação de Proteção Integral existentes.	23
TABELA 2 - Distribuição das Unidades de Conservação de Proteção Integral estaduais continentais no estado de São Paulo de acordo com sua categoria de manejo e área acumulada em cada bioma.	29
TABELA 3 - Base de dados geoespaciais a ser elaborada para a obtenção das variáveis que compoirão a caracterização das áreas restauráveis nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	29
TABELA 4 - Variáveis responsáveis pela caracterização das áreas restauráveis nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	33
TABELA 5 - Classificação do MapBiomas e sua respectiva recategorização das classes de Uso e Cobertura da Terra.	35
TABELA 6 - Classificação da Declividade conforme os Protocolos da EMBRAPA (2018).	40
TABELA 7 - Comparativo do montante de áreas restauráveis em três Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m.	43
TABELA 8 - Distribuição das áreas restauráveis por categoria de manejo das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, incluindo a área total por categoria, a área restaurável e o percentual de áreas restauráveis em relação à área total da categoria. ..	46
TABELA 9 - Distribuição das áreas restauráveis por categoria de manejo, incluindo a área total das zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo, a área restaurável e o percentual de áreas restauráveis em relação à área total das zonas de amortecimento.	48
TABELA 10 - Distribuição da proporção e hectares das fitofisionomias vegetais das áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.	58
TABELA 11 - Distribuição das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, de acordo com o domínio fundiário, apresentando a quantidade e a porcentagem de fragmentos, a área total restaurável (em hectares e porcentagem), e a proporção, que representa a razão entre a área restaurável e a área total das propriedades em cada tipo de domínio fundiário.	62
TABELA 12 - Distribuição das áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, de acordo com o tamanho das propriedades, apresentando a quantidade e a porcentagem de fragmentos, a área total restaurável (em hectares e porcentagem), e a proporção, que representa a razão entre a área restaurável e a área total das propriedades em cada categoria de tamanho.	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
PPGPUR	Programa de Planejamento e Uso de Recursos Renováveis
CePE-Geo	Centro de Pesquisa e Extensão em Geotecnologias
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
LPVN	Lei da Proteção da Vegetação Nativa / "Novo Código Florestal"
CAR	Cadastro Ambiental Rural
PRA	Programa de Regularização Ambiental
Planaveg	Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa
ONU	Organização das Nações Unidas
UCs	Unidades de Conservação
UCPIs	Unidades de Conservação de Proteção Integral
UCUSs	Unidades de Conservação de Uso Sustentável
ZAs	Zonas de amortecimento
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
CCD-EMA	Centro de Ciência para o Desenvolvimento Estratégia Mata Atlântica
SEMIL	Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística
FF	Fundação Florestal
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
COP	Conferência das Partes
UNFCCC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
GEE	Gases de efeito estufa
RCEs	Reduções Certificadas de Emissões
EOD	Entidades Operacionais Designadas
AND	Autoridade Nacional Designada
NDCs	Contribuições Nacionalmente Determinadas

APPs	Áreas de Preservação Permanente
RLs	Reservas Legais
AUR	Áreas de Uso Restrito
TI	Terras Indígenas
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
IF	Inventário Florestal
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
FBDS	Fundação Brasileira Desenvolvimento Sustentável
SMA-SP	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
IPA	Instituto de Pesquisas Ambientais
CATI	Coordenadoria de Assistência Técnica Integral
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
N/A	Não aplicável
SAR	Synthetic Aperture Radar
SAFs	Sistemas Agroflorestais
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
ABC	Programa de Agricultura de Baixo Carbono ABC
Pronaf	Programa Nacional da Agricultura Familiar
Pronamp	Programa Nacional do Médio Produtor
ILPF	Integração Lavoura Pecuária Floresta
VANTs	Veículos Aéreos Não Tripulados

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA FUNDAMENTADA	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 IMPACTOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COMO ESTRATÉGIA DE MITIGAÇÃO	16
2.2 ACORDOS E COMPROMISSOS INTERNACIONAIS PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO.....	18
2.3 ASPECTOS LEGAIS, PLANEJAMENTO, CARACTERIZAÇÃO E GEOPROCESSAMENTO PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	20
3 OBJETIVOS	26
3.1 OBJETIVO GERAL.....	26
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
4 MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1 ÁREA DE ESTUDO	27
4.2 BASE DE DADOS GEOESPACIAIS	29
4.3 ANÁLISES ESPACIAIS.....	30
4.3.1 Definição da base de dados para áreas restauráveis	30
4.3.2 Quantificação das áreas restauráveis em UCPIs e ZAs	32
4.3.3 Caracterização das áreas restauráveis	32
4.3.3.1 Descrição das variáveis para caracterização de áreas restauráveis.....	33
4.3.4 Identificação da estrutura fundiária das áreas restauráveis	41
4.4 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO	41
5 RESULTADOS	42
5.1 DEFINIÇÃO DA BASE DE DADOS PARA ÁREAS RESTAURÁVEIS.....	42
5.2 QUANTITATIVOS DE ÁREAS RESTAURÁVEIS EM UCPIs E ZAs	45
5.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS.....	51
5.3.1 Proximidade para Hidrografia (PROXHI)	51
5.3.2 Proximidade para Viveiro (PROXVI)	51
5.3.3 Quantidade de Nascentes (QTNASC).....	52
5.3.4 Presença de APP (APP).....	53
5.3.5 Uso e Cobertura do Solo ao Redor (USOCSR).....	53
5.3.6 Proximidade de Remanescente de Vegetação Nativa (PROXVN).....	54
5.3.7 Tamanho da Mancha (TAMMA).....	55
5.3.8 Comprimento da Borda (COBORD).....	56

5.3.9 Bioma (BIOM)	57
5.3.10 Fitofisionomia Vegetal (FITVEG).....	57
5.3.11 Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas (CPUSTA).....	58
5.3.12 Probabilidade de Regeneração Natural (PROBRN).....	59
5.3.13 Declividade (DECLIV).....	60
5.3.14 Proximidade para Vias de Acesso (PROXVIA).....	61
5.4 IDENTIFICAÇÃO DA ESTRUTURA FUNDIÁRIA DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS .	62
5.5 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO	63
6 DISCUSSÃO	64
6.1 QUANTIFICAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS EM UCPIE E ZAS.....	64
6.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS.....	70
6.3 IDENTIFICAÇÃO DA ESTRUTURA FUNDIÁRIA DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS .	72
6.4 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO	75
7 CONCLUSÃO	77
REFERÊNCIAS	78
ANEXO I	104
ANEXO II	110

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA FUNDAMENTADA

A degradação ambiental dos últimos séculos tem sido umas das principais preocupações da sociedade moderna (Barnosky *et al.*, 2012; Hoang; Kanemoto, 2021). O desmatamento, a poluição atmosférica e as mudanças climáticas gerados pela intensa substituição da cobertura de vegetação nativa por usos antrópicos do solo, como usos agrícolas e urbanização, são algumas das atividades que impactam negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Newbold *et al.*, 2015; Hoegh-guldberg *et al.*, 2019). Entre os prejuízos decorrentes destas atividades, destaca-se a elevação das emissões de gases de efeito estufa, a qual tem desencadeado transformações climáticas de vasto alcance, que afetam de maneira direta a vida e os ecossistemas circundantes (Newbold, 2018), fato que amplia a frequência de eventos climáticos extremos (Diffenbaugh; Singh; Mankin, 2018; Diffenbaugh, 2020) e intensifica o risco de extinção de espécies (Barnosky *et al.*, 2012). Diante deste cenário, a conservação e a restauração da vegetação nativa em áreas degradadas surgem como uma estratégia fundamental para mitigar os efeitos dessas mudanças e garantir a conservação da natureza (Díaz *et al.*, 2019).

Entre as possibilidades de restauração de vegetação nativa, temos as florestas tropicais, por exemplo, são consideradas grandes reservatórios de carbono e a sua restauração têm sido apontadas como alternativa para a redução de gases do efeito estufa e consequente mitigação de mudanças climáticas (Phillips *et al.*, 1998; Bastin *et al.*, 2019; Gann *et al.*, 2019). Além disso, a restauração pode contribuir para a aumentar a biodiversidade e também possibilitar diversos ganhos econômicos e sociais, como a geração de empregos (Strassburg *et al.*, 2018; Brancalion *et al.*, 2019; Brancalion *et al.*, 2022). Estudos realizados por Strassburg *et al.* (2020) mostram que restaurar cerca de 15% das áreas degradadas tidas como prioritárias do planeta pode salvar 60% das extinções esperadas e absorver 30% do aumento total de CO₂ na atmosfera. Assim, nas últimas décadas, a comunidade internacional reconheceu a urgência de enfrentar esses desafios e estabeleceu tratados e acordos para combater a degradação ambiental e reverter a situação da cobertura florestal (Mitchell, 2003).

Nesse sentido, acordos internacionais como o Protocolo de Kyoto e o Acordo de Paris (United Nations, 1997; 2015a) destacam a importância da restauração de ecossistemas degradados, especialmente florestas, como estratégia para conter a crise climática, visando limitar o aquecimento global a 2°C, com foco em 1,5°C (Griscom *et al.*, 2017). Iniciativas globais, como o Bonn Challenge, que busca restaurar 350 milhões de hectares de paisagens

degradadas até 2030 (Bonn Challenge, 2023), e a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, com seus 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas a serem alcançadas até 2030 (United Nations, 2015b), reforçam essa agenda de restauração. No Brasil, políticas de incentivos e de comando e controle, como a Lei da Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (Brasil, 2012), que estabelece diretrizes para a conservação e recuperação dos biomas brasileiros, incluindo mecanismos como o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programa de Regularização Ambiental (PRA), e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg), com a meta de restaurar 12 milhões de hectares até 2030 (PLANAVEG, 2017), demonstram o alinhamento do país aos compromissos internacionais. Juntos, esses mecanismos constituem uma estratégia promissora em âmbito nacional.

Em escala estadual surgiram outras iniciativas, com destaque para os Planos de Ações Climáticas. Um dos mais recentes foi o Plano de Ação Climática do Estado de São Paulo - “Net Zero 2050”, criado pelo Decreto Estadual nº 65.881, de 20 de julho de 2021, que dispõe sobre a adesão deste estado às campanhas globais da Organização das Nações Unidas (ONU) “Race to Zero” (Corrida para o Zero) e “Race to Resilience” (Corrida para a Resiliência), que visam alcançar a neutralização das emissões de gases de efeito estufa até 2050 (São Paulo, 2021). Entre as linhas de mitigação que entraram como parte desse plano, existe o Programa Refloresta SP, que visa restaurar 700 mil hectares, principalmente de áreas de baixa aptidão agrícola. Além disso, o programa visa ainda incentivar a restauração e monitoramento de outros 800 mil hectares computados pelo Programa de Regularização Ambiental e pelo Agro Legal, sob coordenação da Secretaria de Agricultura e Abastecimento, somando 1,5 milhão de hectares de vegetação nativa a ser restaurada e monitorada até 2050 em São Paulo (SEMIL, 2021).

Em complemento aos programas de restauração, o Brasil conta com políticas de conservação por meio das Unidades de Conservação (UCs), que são áreas naturais protegidas por lei com o propósito de preservar a natureza e seus recursos. As UCs dividem-se em dois grupos: Proteção Integral (UCPI), voltadas à preservação de ecossistemas intocados, e Uso Sustentável (UCUS), que permitem a utilização dos recursos naturais de forma sustentável (Brasil, 2000). Apesar de abrigarem áreas ecologicamente relevantes, muitas UCs apresentam trechos degradados, resultado da criação em áreas já antropizadas, do desmatamento ilegal, queimadas e da presença de espécies invasoras (Gonçalves-Souza *et al.*, 2021, Jakimow *et al.*, 2023; Zenni *et al.*, 2024). Assim, a restauração em UCs surge como uma estratégia promissora, especialmente nas UCPIs, que contam com mecanismos de comando e controle, fiscalização e gestão própria, além de proibirem a intervenção humana e o uso de recursos naturais

(Gonçalves-Souza *et al.*, 2021; Qin *et al.*, 2023). No entanto, embora existam amplas áreas restauráveis nessas unidades (Françoso *et al.*, 2015; Moraes; Mello; Toppa, 2017; Wade *et al.*, 2020), a identificação, quantificação e implementação de ações restaurativas enfrentam entraves fundiários, devido à presença de propriedades privadas em seus limites (Sparovek *et al.*, 2019; Da Silva *et al.*, 2023). Isso restringe a atuação do Estado na execução de ações de restauração e demanda estratégias específicas de gestão, incentivo e preservação (Bustamante *et al.*, 2019; Niemeyer *et al.*, 2020).

Além dos desafios relacionados à restauração dentro das UCs, as áreas ao seu redor também desempenham um papel crucial na proteção desses territórios. As zonas de amortecimento (ZAs) são fundamentais para a preservação das UCs. Essas áreas compreendem o entorno das UCs e são delimitadas para que as atividades antrópicas sigam normas e restrições específicas, com o objetivo de reduzir os impactos sobre as áreas protegidas (Lopes; Veettil; Saldanha, 2021). Além de sua função de proteção, às ZAs apresentam um grande potencial para a restauração, pois atuam como uma zona de transição que pode aumentar a conectividade entre fragmentos florestais, contribuindo para a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (De Matos *et al.*, 2021; Zhang; Wang; Xie, 2021). Elas também ajudam a minimizar os efeitos de borda, criar corredores ecológicos e reforçar a resiliência das UCs frente às mudanças climáticas e a pressões humanas (De Oliveira; Carvalho-Ribeiro; Maia-Barbosa, 2021; Ribeiro *et al.*, 2021). Logo, investir na restauração das ZAs não só fortalece a proteção das UCs, mas também promove uma paisagem mais integrada e funcional, o que é essencial para a conservação em larga escala (Campos; De Lima; Da Silva Costa, 2023). No entanto, ainda existe a incerteza sobre a extensão das áreas disponíveis para restauração nas ZAs, assim como nas UCPIs, uma vez que não há quantificação de áreas potencialmente recuperáveis.

Além da problemática fundiária nas UCPIs e a incerteza sobre a quantidade de áreas passíveis de restauração em UCPIs e ZAs, torna-se essencial o diagnóstico dessas áreas, levando em conta variáveis importantes, como declividade, proximidade de fontes hídricas, uso e cobertura do solo, entre outras (Bustamante *et al.*, 2019; Brancalion *et al.*, 2019b; Molin *et al.*, 2018; Valente *et al.*, 2021). Esse diagnóstico, conforme Rodrigues, Gandolfi e Brancalion (2015), é crucial para o sucesso das iniciativas de restauração, pois fundamenta todas as fases subsequentes. Por exemplo, a regeneração natural (regeneração natural ou assistida de árvores nativas que se espalham e se fixam em áreas de campos desocupados ou em locais afetados por distúrbios naturais) é um método de restauração mais eficiente e econômico e mais provável de ocorrer em áreas próximas a manchas florestais ou corpos d'água (Crouzeilles *et al.*, 2017;

2020; Molin *et al.*, 2017; 2018), enquanto áreas mais degradadas, sem essas condições, exigem métodos mais complexos e caros, como a restauração ativa (Prach *et al.*, 2020; Philipson *et al.*, 2020). Assim, um diagnóstico bem feito facilita a tomada de decisão, pois conhecer as características da área influencia na escolha do melhor método de restauração (Jones *et al.*, 2018; Holl; Brancalion, 2020; Atkinson; Bonser, 2020), aumentando a eficiência e reduzindo os custos (Molin *et al.*, 2018; Strassburg *et al.*, 2018).

Nesse contexto, justifica-se a importância de identificar e quantificar as áreas passíveis de serem restauradas dentro de UCPIs e ZAs continentais no estado de São Paulo, levando em conta a divisão fundiária existente, além de realizar o diagnóstico dessas áreas, com objetivo caracterizá-las com base em variáveis ambientais relevantes. Assim, auxiliando na tomada de decisões por parte dos órgãos responsáveis e também na adoção dos métodos mais eficientes de restauração, maximizando os benefícios para o ser humano e natureza. Embora a metodologia seja simples, o diferencial do estudo está no uso inédito e integrado de um conjunto amplo de métricas na análise de áreas restauráveis, o que reforça sua relevância científica. Além disso, essas ações também podem contribuir com o cumprimento das metas de restauração e, como resultado, auxiliam também na mitigação das mudanças climáticas. Torna-se indispensável para o Estado reconhecer seus próprios passivos, que somados tendem a reduzir a meta de 1,5 milhão de hectares de florestas a serem restauradas no Plano de Ação Climática de SP. Ademais, este projeto ainda se justifica por estar vinculado diretamente ao projeto FAPESP de Centro de Ciência para o Desenvolvimento Estratégia Mata Atlântica, processo nº 2021/11940-0, intitulado “Restauração de vegetação nativa na mata atlântica pela combinação estratégica de medidas obrigatórias e compromissos voluntários - CCD-EMA”. O projeto envolve uma parceria direta com a Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL) e com a Fundação Florestal, proporcionando trocas de informações e dados ao longo da pesquisa, e ao fim, munindo o Estado com uma base de dados geoespacial para tomadas de decisões estratégicas e implementação de políticas públicas assertivas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 IMPACTOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COMO ESTRATÉGIA DE MITIGAÇÃO

A preocupação com a degradação ambiental tem raízes na Revolução Industrial, quando o crescimento acelerado das fábricas e o uso intensivo de combustíveis fósseis desencadearam um aumento significativo da poluição do ar, da água e do solo (Arora *et al.*, 2018; Destek;

Hossain; Khan, 2024). Com a industrialização, os impactos ambientais passaram a ser cada vez mais perceptíveis, mas foi apenas no século XX que essas questões começaram a ser amplamente discutidas. Um marco importante nesse processo foi a publicação do livro “*Silent Spring*”, ou em português, “Primavera Silenciosa” em 1962, pela bióloga Rachel Carson, que denunciou os efeitos dos pesticidas na fauna, especialmente na mortalidade de aves, despertando um movimento ambientalista global. A crescente preocupação com a crise ambiental culminou na realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, em Estocolmo, em 1972 (United Nations, 1972), a primeira cúpula internacional dedicada ao tema, que estabeleceu princípios fundamentais para a governança ambiental global e impulsionou a criação de políticas públicas e legislações voltadas à proteção dos ecossistemas.

Os impactos da degradação ambiental são vastos e interconectados, impactam desde o clima global até a qualidade da vida humana (Talukder *et al.*, 2021; Hoang; Kanemoto, 2021; Nguyen *et al.*, 2023). Um dos principais vetores de degradação é a mudança no uso do solo, levando à substituição do habitat nativo por usos antrópicos do solo, reduzindo e fragmentando ambientes naturais (Haddad *et al.*, 2015; Rands *et al.*, 2010). Esse processo tem sido amplamente documentado por iniciativas globais e nacionais. Estimativas do Global Forest Watch (2023) indicam que, entre 2001 e 2023, o mundo perdeu aproximadamente 488 milhões de hectares de cobertura florestal. Em escala global, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) aponta que as alterações no uso da terra são responsáveis por cerca de 23% das emissões globais de gases de efeito estufa, com destaque para a agropecuária e a silvicultura (IPCC, 2019). No Brasil, dados do MapBiomas mostram que, entre 1985 e 2023, a vegetação nativa perdeu 108,2 milhões de hectares, impulsionada pelo crescimento da agricultura e da pecuária, que expandiram, respectivamente, 79% e 221% no período (MapBiomas, 2023). Além disso, a degradação ambiental está diretamente associada à perda de biodiversidade. Estudos como os de Barnosky *et al.* (2011) alertam para uma possível "sexta extinção em massa", com taxas de desaparecimento de espécies até 100x superiores às naturais.

A restauração ecológica é uma estratégia essencial para mitigar os impactos da degradação ambiental (Díaz *et al.*, 2019). As florestas tropicais, por exemplo, são importantes reservatórios de carbono, e sua restauração tem sido amplamente reconhecida como uma solução eficaz para reduzir as emissões de gases de efeito estufa e combater as mudanças climáticas (Phillips *et al.*, 1998; Bastin *et al.*, 2019; Gann *et al.*, 2019). Strassburg *et al.* (2020) destacam que a recuperação de aproximadamente 15% das áreas prioritárias degradadas do planeta poderia evitar 60% das extinções projetadas e capturar até 30% do CO₂ adicional na

atmosfera, o equivalente a 14% das emissões acumuladas desde a Revolução Industrial. Da mesma forma, Barros *et al.* (2023) indicam que a restauração em todos os biomas brasileiros pode desempenhar um papel significativo na remoção de carbono, com potencial para sequestrar entre 3,9 e 9,8 Pg de CO₂ da atmosfera até 2050 e 2080. Além disso, a restauração contribui para o fortalecimento da resiliência ecológica e melhorar a qualidade de vida ao promover serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do microclima (Wang *et al.*, 2022), a proteção de nascentes, manutenção do ciclo hidrológico (Valente *et al.*, 2021; Knighton *et al.*, 2023), entre outros benefícios. Adicionalmente, ela gera impactos positivos para fauna e flora, favorecendo a recuperação de habitats e aumento da biodiversidade (Temperton *et al.*, 2019; Strassburg *et al.*, 2020).

Os benefícios da restauração ecológica vão além do meio ambiente, abrangendo também impactos sociais e econômicos significativos. Além de recuperar ecossistemas degradados, iniciativas de restauração promovem a geração de empregos, impulsionam a economia e melhoram a qualidade de vida das comunidades locais (Strassburg *et al.*, 2018; Brancalion *et al.*, 2019; Brancalion *et al.*, 2022). Estudos recentes estimam que cada hectare restaurado no Brasil pode gerar, em média, 0,42 empregos diretos, sendo 57,3% temporários e 42,7% permanentes, com potencial para criar entre 1 e 2,5 milhões de empregos diretos se a meta nacional de restauração de 12 milhões de hectares for alcançada (Brancalion *et al.*, 2022). No entanto, para que esses benefícios se consolidem a longo prazo, o envolvimento das comunidades locais é essencial. Projetos que não engajam ativamente os moradores tendem a falhar, seja pela falta de manutenção das áreas restauradas, pela conversão para outros usos ou pelo abandono das iniciativas (Brancalion; Holl, 2020). Ao garantir participação desde a concepção do projeto, promovendo capacitação, geração de renda e benefícios diretos, a restauração se torna mais efetiva e sustentável (Holl; Brancalion, 2020; De Siqueira *et al.*, 2021; Brancalion *et al.*, 2022).

2.2 ACORDOS E COMPROMISSOS INTERNACIONAIS PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO

Nas últimas décadas, iniciativas globais e acordos internacionais têm sido fundamentais para enfrentar as mudanças climáticas, a gestão ambiental e a perda da biodiversidade. A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), assinada durante a Eco-92 no Rio de Janeiro, foi um dos primeiros tratados a respeito da necessidade de restaurar ecossistemas degradados como parte essencial para a conservação da vida na Terra. Estabelecida sob a coordenação das

Nações Unidas (ONU) e administrada pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), a CDB destacou a importância de integrar ações de restauração à gestão ambiental global (CDB, 1992). Anos depois, o Protocolo de Kyoto, firmado em 1997 durante a 3ª Conferência das Partes (COP 3) da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), trouxe metas vinculativas para a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), utilizando como referência os níveis de 1990. Embora pioneiro, o protocolo enfrentou resistências para entrar em vigor e não foi capaz de conter o avanço da crise climática, principalmente devido às nações em desenvolvimento não se comprometerem com metas climáticas (Helm, 2012; Rosen, 2015).

Diante das limitações do Protocolo de Kyoto, a criação do Acordo de Paris, firmado em 2015 durante a COP 21, representou um marco crucial no enfrentamento das mudanças climáticas, superando as limitações do Protocolo de Kyoto. Com o compromisso de limitar o aumento da temperatura global a 2°C, e idealmente a 1,5°C, o acordo uniu 196 países em torno de ações coletivas e metas ambiciosas, incluindo a restauração de ecossistemas degradados, especialmente florestas, como estratégia para mitigar a emissão de carbono e fortalecer a resiliência climática (United Nations, 2015a; Rogelj *et al.*, 2016; Griscom *et al.*, 2017). Além disso, o acordo destacou a importância da transparência no monitoramento das metas, estabelecendo mecanismos de revisão periódica, conhecidos como Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs), com revisões periódicas a cada cinco anos, e garantiu financiamento climático, com a promessa de US\$ 100 bilhões anuais para apoiar países em desenvolvimento em suas ações de adaptação e mitigação (United Nations, 2015a; IPCC, 2019).

Além dos tratados, diversas iniciativas globais têm promovido a restauração de ecossistemas degradados, consolidando esforços multilaterais. O Bonn Challenge, lançado em 2011, estabeleceu a meta de restaurar 150 milhões de hectares até 2020 e 350 milhões até 2030 (Bonn Challenge, 2023). Na América Latina e no Caribe, a Iniciativa 20x20, apresentada durante a COP20 em 2014, busca recuperar e proteger 50 milhões de hectares de terras degradadas até 2030 (Initiative 20x20, 2024). As Metas de Aichi, formuladas em 2010 pela CDB, também destacaram a recuperação de ecossistemas como um dos 20 objetivos estratégicos para a conservação da biodiversidade até 2020 (CDB, 2023). Mais recentemente, a Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas (2021-2030) foi proclamada em 2019 com o intuito de prevenir, deter e reverter a degradação dos ecossistemas (United Nations, 2019). Por fim, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, adotada em 2015, inclui

17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e 169 metas, com ênfase no ODS 15, voltado à proteção e recuperação de ecossistemas terrestres (United Nations, 2015b).

O Protocolo de Kyoto também deu origem ao mercado de carbono (United Nations, 1997), um sistema que possibilita a negociação de créditos de carbono entre países e empresas, estabelecendo três instrumentos de flexibilização para facilitar a redução das emissões de GEE de forma econômica e eficiente: **I) Implementação Conjunta:** permite que os países desenvolvidos do Anexo I do Protocolo compensarem suas emissões adquirindo unidades de redução de emissões de outros países do mesmo grupo, com os recursos sendo investidos em projetos de redução; **II) Comércio de Emissões:** permite que países ou organizações que tenham reduzido suas emissões além das metas negociem o excedente com aqueles que precisam compensar emissões superiores aos seus limites; e, por fim, **III) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL):** permite que países desenvolvidos negociem reduções de emissões com países fora do Anexo I, como o Brasil, ao invés de reduzir suas próprias emissões (United Nations, 1997; Calel, 2013; Michaelowa; Shishlov; Brescia, 2019). Esse mecanismo promove a cooperação internacional e a transferência de recursos para apoiar programas de redução em países em desenvolvimento (Newell; Pizer; Raimi, 2014).

Na prática, países em desenvolvimento, como o Brasil, podem implementar projetos de reflorestamento, restauração de ecossistemas degradados, conservação ambiental, entre outros projetos, que geram Reduções Certificadas de Emissões (RCEs), negociáveis no mercado global de carbono. Esses projetos devem seguir metodologias aprovadas, ser validados por Entidades Operacionais Designadas (EOD) e registrados pelo Conselho Executivo do MDL, com aprovação da Autoridade Nacional Designada (AND) do país anfitrião e do país adquirente dos créditos. Após a implementação, passam por certificação e monitoramento contínuo para garantir que as reduções sejam reais, mensuráveis e permanentes. Assim, além de reduzir emissões de GEE, o MDL viabiliza a transferência de recursos, impulsiona tecnologias sustentáveis e fortalece políticas ambientais, beneficiando a biodiversidade e as comunidades locais (United Nations, 1997; Calel, 2013; Newell; Pizer; Raimi, 2014; Michaelowa; Shishlov; Brescia, 2019)

2.3 ASPECTOS LEGAIS, PLANEJAMENTO, CARACTERIZAÇÃO E GEOPROCESSAMENTO PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

No Brasil, a Lei da Proteção da Vegetação Nativa, Lei nº 12.651/2012, comumente conhecida como "Novo Código Florestal" (Brasil, 2012), substitui o antigo Código Florestal de

1965, Lei nº 4.771/ 1965 (Brasil, 1965) e desempenha um papel crucial ao estabelecer diretrizes para a conservação e recuperação da vegetação nos diversos biomas brasileiros. Uma das inovações introduzidas pela legislação foi a instauração do Cadastro Ambiental Rural e a previsão para implementação do Programa de Regularização Ambiental. O CAR fornece informações sobre a localização e o estado de adequação ambiental de cada imóvel rural, enquanto o PRA permite que os estados supervisionem e acompanhem os produtores rurais na recomposição de áreas com passivos ambientais (Brancalion *et al.*, 2016a). Além disso, legislações específicas foram criadas para reforçar a proteção de biomas ameaçados, como a Lei da Mata Atlântica, Lei nº 11.428/2006 (Brasil, 2006), que é de âmbito federal, e a Lei do Cerrado, Lei Estadual nº 13.550/2009 (São Paulo, 2009), aplicável exclusivamente ao estado de São Paulo.

A Lei da Mata Atlântica, por exemplo, proíbe a supressão de vegetação primária e secundária em estágio avançado de regeneração, exceto em casos de utilidade pública, sempre condicionados à compensação ambiental, que deve garantir a destinação de área equivalente à extensão desmatada, respeitando algumas características (Arts. 14 e 17). A legislação também criou o Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica, destinado ao financiamento de projetos de restauração ambiental e pesquisa científica, com prioridade para Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs), Reservas Particulares do Patrimônio Natural e zonas de amortecimento de Unidades de Conservação (Art. 36 e Art. 38, § 2º). Já a Lei do Cerrado proíbe a supressão da vegetação em áreas específicas no estado de São Paulo, como aquelas que abrigam espécies ameaçadas, protegem recursos hídricos, formam corredores ecológicos ou estão em zonas prioritárias para conservação (Art. 4º). Contudo, permite a supressão em outras áreas mediante autorização do órgão ambiental e adoção de medidas de mitigação e compensação ambiental (Arts. 5º, 6º e 7º).

Em sintonia com esses esforços, o governo brasileiro estabeleceu o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa em 2017, com a ambiciosa meta de restaurar 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030, alinhando-se aos compromissos do Acordo de Paris e da Agenda 2030 (PLANAPEG, 2017). Recentemente, foi lançada a atualização do Planaveg 2025-2028, conhecido como Planaveg 2.0, durante a 16ª Conferência das Partes (COP16) da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), realizada em Cali, na Colômbia, reforçando o compromisso do Brasil com a restauração ecológica. Além da continuidade das ações voltadas à restauração em Área de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL) e Áreas de Uso Restrito (AUR), a nova versão do plano expande a recuperação para incluir Unidades de

Conservação, Terras Indígenas (TI) e outros territórios coletivos, reconhecendo a importância desses espaços para a conservação da biodiversidade (PLANAVEG, 2024).

O novo plano também estabelece quatro estratégias transversais fundamentais para a restauração: inteligência espacial e monitoramento, utilizando plataformas multi-sistêmicas para acompanhar a evolução da restauração em tempo real; fortalecimento da cadeia produtiva da recuperação, promovendo a oferta de insumos, sementes e mudas, além de consolidar mercados sustentáveis; pesquisa, desenvolvimento e inovação, incentivando a aplicação de tecnologias que ampliem a escala e a eficiência da restauração; e financiamento da recuperação, por meio de novos mecanismos e incentivos econômicos que viabilizem a execução das ações. Além disso, o Planaveg 2.0 reorganiza a meta de restaurar 12 milhões de hectares até 2030, dividindo-a em três frentes principais: 9 milhões de hectares destinados à restauração em APP, RL e AUR; 1 milhão de hectares em áreas rurais de baixa produtividade, com foco em sistemas agroflorestais e integração lavoura-pecuária-floresta; e 2 milhões de hectares em áreas públicas, abrangendo UCs, TIs e territórios coletivos (PLANAVEG, 2024).

O Brasil também possui políticas de conservação ambiental por meio das UCs, regulamentadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985/2000 (Brasil, 2000). Esse sistema estabelece diretrizes para a criação e gestão dessas áreas em diferentes esferas governamentais, sendo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) responsável pela execução no âmbito federal, enquanto órgãos estaduais e municipais desempenham esse papel em suas respectivas jurisdições. No estado de São Paulo, a fiscalização das UCs estaduais é responsabilidade da Fundação Florestal, vinculada à Secretaria do Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. Entre os mecanismos previstos no SNUC, destaca-se a Compensação Ambiental, estabelecida no Artigo 36, que obriga empreendimentos de significativo impacto ambiental a destinar recursos à criação e manutenção de UCPIs, reforçando a proteção desses territórios e contribuindo para a restauração e conservação da biodiversidade (Brasil, 2000; Gonçalves-Souza *et al.*, 2021; Qin *et al.*, 2023).

As UCs ocupam cerca de 19,1% da área continental brasileira, com 161.824.838 hectares. Já no estado de São Paulo, as UCs abrangem 4.157.704 ha, dos quais 964.507 ha são reservados para as UCPIs continentais, que somam ao todo 112 unidades, das quais três são federais, 67 estaduais e 42 municipais (MMA, 2023). De acordo com o SNUC, as UCPIs podem ser separadas em cinco diferentes categorias: I) Estação Ecológica, cujo principal objetivo é a

preservação dos ecossistemas, permitindo apenas atividades científicas e educacionais; II) Reserva Biológica, destinada à proteção integral da biodiversidade, sem intervenção humana, salvo em casos de manejo específico; III) Parque Nacional, Estadual ou Municipal, que visa à conservação ambiental e permite visitação pública, com regras estabelecidas para regulamentação; IV) Monumento Natural, criado para preservar sítios naturais raros, singulares ou de grande valor cênico, permitindo a propriedade privada, desde que não comprometa a integridade do local; e V) Refúgio de Vida Silvestre, voltado à proteção de ambientes essenciais para a sobrevivência de espécies, podendo incluir propriedades privadas, desde que estejam alinhadas com os objetivos de conservação, conforme pode ser visto na tabela 1.

TABELA 1 - Diferentes categorias de manejo das Unidades de Conservação de Proteção Integral existentes.

Categoria	Objetivo	Posse e domínio	Visitação	Pesquisa
Estação Ecológica	Preservação e pesquisa	Público, áreas particulares serão desapropriadas	Proibida, exceto com objetivo educacional	Permitida, depende da autorização prévia
Reserva Biológica	Preservação integral	Público, áreas particulares serão desapropriadas	Proibida, exceto com objetivo educacional	Permitida, depende da autorização prévia
Parque Nacional	Preservação, pesquisa, recreação e turismo	Público, áreas particulares serão desapropriadas	Permitida, sujeita ao Plano de Manejo e outras normas específicas	Permitida, depende da autorização prévia
Monumento Natural	Preservação de sítios naturais raros e de grande beleza cênica	Público ou privado, desde que seja possível compatibilizar os objetivos	Permitida, sujeita ao Plano de Manejo e outras normas específicas	Permitida, depende da autorização prévia
Refúgio de Vida Silvestre	Preservação de espécies de fauna e flora	Público ou privado, desde que seja possível compatibilizar os objetivos	Permitida, sujeita ao Plano de Manejo e outras normas específicas	Permitida, depende da autorização prévia

Fonte: Adaptado dos dados do SNUC (Brasil, 2000).

De forma adicional, às zonas de amortecimento desempenham um papel vital na proteção das UCs. Essas áreas compreendem o entorno das UCs e são delimitadas para que as atividades antrópicas sigam normas e restrições específicas, com o objetivo de reduzir os impactos sobre as áreas protegidas (Lopes; Veettil; Saldanha, 2021). As ZAs são definidas no Plano de Manejo, documento técnico regulamentado pelo SNUC (Brasil, 2000), que orienta a gestão da UC. Elaborado por órgãos gestores com apoio de especialistas e participação social, o plano baseia-se em diagnósticos ecológicos, socioeconômicos e legais, estabelecendo o zoneamento, caracterização, normas de uso, manejo dos recursos naturais, criação das ZAs, entre outros (Brasil, 2000; São Paulo, 2025). Além de sua função de proteção, às ZAs apresentam um grande potencial para a restauração, pois atuam como uma zona de transição que pode aumentar a conectividade entre fragmentos florestais, contribuindo para a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (De Matos *et al.*, 2021; Zhang; Wang; Xie, 2021). Elas também ajudam a minimizar os efeitos de borda, criar corredores ecológicos e reforçar a resiliência das UCs frente às mudanças climáticas e a pressões humanas (De Oliveira; Carvalho-Ribeiro; Maia-Barbosa, 2021; Ribeiro *et al.*, 2021). Logo, investir na restauração das ZAs não só fortalece a proteção das UCs, mas também promove uma paisagem mais integrada e funcional, o que é essencial para a conservação em larga escala (Campos; De Lima; Da Silva Costa, 2023).

Apesar da existência de vastas áreas passíveis de restauração nas UCPIs (Françoso *et al.*, 2015; Moraes; Mello; Toppa, 2017; Wade *et al.*, 2020), a implementação de ações restaurativas enfrenta desafios significativos, especialmente pela questão fundiária, devido à sobreposição de áreas de propriedades privadas com essas unidades (Sparovek *et al.*, 2019; Da Silva *et al.*, 2023). Essa situação limita a atuação do Estado nas políticas de restauração, exigindo abordagens específicas de gestão e incentivos para promover a recuperação e conservação dos territórios (Bustamante *et al.*, 2019; Niemeyer *et al.*, 2020). Diferentemente das UCPIs, que na maioria das categorias não permitem propriedades privadas, as ZAs são compostas exclusivamente por terras privadas, muitas dedicadas a atividades produtivas, o que torna essencial a identificação criteriosa das áreas prioritárias para restauração (Brasil, 2000; Perelló *et al.*, 2012; De Almeida-Rocha; Peres, 2021). Para maior eficiência, esse processo deve cumprir as exigências da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Brasil, 2012), que obriga a restauração de APPs e RLs. O Planaveg 2.0 complementa essa abordagem ao prever a restauração dessas áreas, além de pastagens degradadas ou de baixa produtividade, como medida estratégica para alcançar a meta de 12 milhões de hectares restaurados. No entanto, a

falta de uma quantificação clara do potencial de recuperação nas ZAs e UCPIs gera incerteza sobre a real extensão das áreas disponíveis para restauração.

Além da problemática fundiária existente nas UCPIs e da dúvida quanto à quantidade de áreas passíveis de serem restauradas em UCPIs e ZAs, torna-se extremamente necessário o diagnóstico dessas áreas buscando caracterizá-las (Bustamante *et al.*, 2019; Brancalion *et al.*, 2019b). Esse processo é considerado uma etapa decisiva por Rodrigues, Gandolfi e Brancalion (2015), por representar a base das iniciativas de restauração, visto que todas as atividades e fases seguintes serão sustentadas por ela. Assim, um bom diagnóstico pode facilitar a tomada de decisão, pois conhecer as diferentes características de uma área influencia na escolha do melhor método de restauração (Jones *et al.*, 2018; Holl; Brancalion, 2020; Atkinson; Bonser, 2020) e, em resposta, aumenta a eficiência e diminui os custos (Molin *et al.*, 2018; Strassburg *et al.*, 2018).

Dentro desse contexto, o geoprocessamento tem se consolidado como uma ferramenta essencial para a identificação de áreas com potencial para restauração ecológica. O uso de tecnologias como sistemas de informações geográficas (SIG) e imagens de satélite tem facilitado significativamente o mapeamento dessas áreas. Diversos estudos globais, como os realizados por Brancalion *et al.* (2019) e Strassburg *et al.* (2020), utilizam fontes de dados geoespaciais secundários para identificar as áreas passíveis de restauração, com variações nas fontes e metodologias adotadas. Em paralelo, Bastin *et al.* (2019) exploraram o potencial global de restauração florestal por meio de modelagens da cobertura arbórea atual e sua conversão para ecossistemas florestais, utilizando dados secundários e técnicas de modelagem em ambiente SIG. Outros estudos, como os de Molin *et al.* (2018) e Valente *et al.* (2021), aplicaram metodologias baseadas na classificação supervisionada de imagens de satélite para a elaboração de mapas de uso do solo, o que possibilitou a identificação de áreas restauráveis. Esses avanços metodológicos têm sido cruciais para expandir a escala de restauração ecológica, tanto no Brasil quanto globalmente.

Diferentes métodos podem ser utilizados na restauração ecológica. Estudos apontam a regeneração como um dos métodos mais baratos e eficientes de restauração (Crouzeilles *et al.*, 2017; Brancalion *et al.*, 2019b). Porém, para ocorrência de regeneração natural algumas características da paisagem são fundamentais, como proximidade para manchas florestais, declividade, distância para cursos d'água, entre outros fatores (Molin *et al.*, 2017; Molin *et al.*, 2018; Crouzeilles *et al.*, 2020). Em contrapartida, áreas mais degradadas, desprovidas dessas

condições propícias à regeneração natural e, por conseguinte, com menor potencial de recuperação, demandam a aplicação de técnicas mais complexas e custosas, como a restauração ativa (Prach *et al.*, 2020; Philipson *et al.*, 2020). Ainda, para locais próximos a vias de acesso e com declividade inferior a 20%, a restauração mecanizada se destaca como opção viável, reduzindo custos com mão de obra e ampliando a escala de restauração (Molin *et al.*, 2018). A mecanização não só otimiza o processo de restauração, mas também contribui para a viabilidade econômica de projetos de grande escala, o que permite a recuperação de extensas áreas degradadas (Löp *et al.*, 2012; Ramantswana; Guerra; Ersson, 2020; Li *et al.*, 2022).

O território paulista é composto por diversas fitofisionomias e biomas, exigindo abordagens de restauração específicas para cada tipo de vegetação, que considere as suas particularidades ecológicas, históricas e socioeconômicas (Bustamante *et al.*, 2019; Brancalion *et al.*, 2019b; Silveira *et al.*, 2020). Além disso, é preciso diferenciar a restauração florestal da restauração ecológica (caso desse estudo), pois nem todos os ecossistemas nativos são florestais (Guerra *et al.*, 2020). Entretanto, enquadram-se na maioria dos programas de restauração, que apenas indicam vegetação nativa (CDB, 1992; Brasil, 2012; United Nations, 2015b; Brasil, 2017; SEMIL, 2021). Segundo o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (IF, 2020), o Estado possui 11 tipos de fitofisionomias vegetais, desde florestas ombrófilas densas até savanas gramíneo-lenhosa. Já em relação aos biomas, o estado é composto por Mata Atlântica (81%) e a Cerrado (19%) (IBGE, 2019), com cerca de 18 UCPIs com áreas de Cerrado e 104 em Mata Atlântica. Ressalta-se que uma mesma UCPI e ZAs podem apresentar ambos os biomas ou apenas um (MMA, 2023). Torna-se, assim, imprescindível caracterizar a vegetação em relação ao seu bioma e fitofisionomia, além de outros diagnósticos, para entender os processos complexos e dinâmicos que envolve os ecossistemas de referência, bem como os fatores que afetam a sua restauração (Temperton *et al.*, 2019; Buisson *et al.*, 2021; Silveira *et al.*, 2022).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

O presente projeto tem como objetivo quantificar e qualificar o potencial da restauração ecológica no interior das UCPIs e ZAs para o cumprimento das metas estabelecidas pelo programa Refloresta SP e Plano de Ação Climática do estado de São Paulo.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

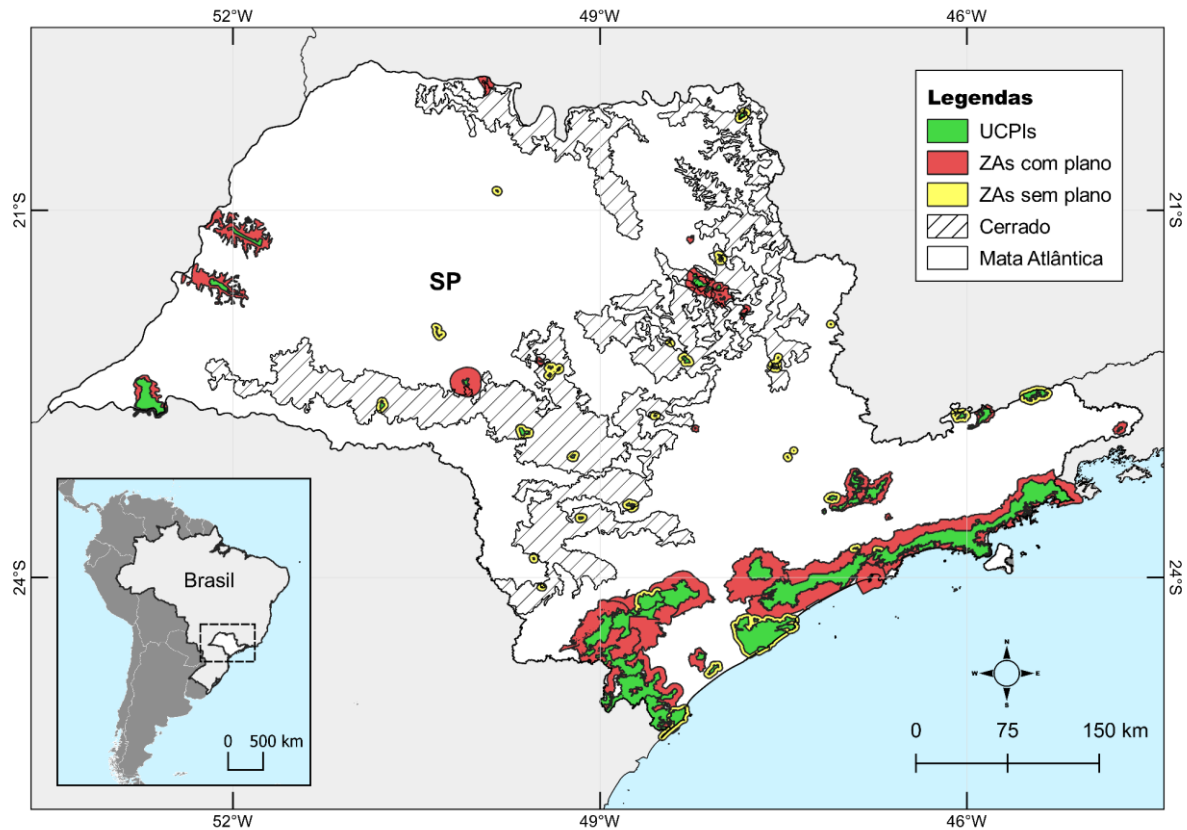
- Desenvolver um banco de dados espaciais secundários para caracterização das UCPIs e ZAs de SP;
- Compreender a estrutura fundiária presente das UCPIs, delineando as áreas de domínio público e privado, e estratificar as ZAs em tamanho das propriedades;
- Gerar mapas temáticos e dados inéditos sobre o montante de áreas passíveis de restauração dentro das UCPIs e ZAs de SP;
- Destacar os métodos de restauração mais eficazes para as áreas restauráveis identificadas dentro das UCPIs e ZAs;
- Contribuir para o fortalecimento de políticas públicas voltadas para a restauração no interior das UCPIs e ZAs, subsidiando o Plano de Ação Climática de SP.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange 63 UCPIs continentais no estado de São Paulo e suas respectivas zonas de amortecimento (Figura 1). Estas áreas estão sujeitas às regulamentações estabelecidas pelo SNUC, o qual define diretrizes para a criação e administração dessas unidades e ZAs (BRASIL, 2000). A delimitação das ZAs é normalmente estabelecida no plano de manejo, que também define as diretrizes para o uso dessas zonas. Na ausência de um plano de manejo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), na Resolução nº 428 de 17 de dezembro de 2010, estabelece um raio de 3 km para as ZAs (Brasil, 2010). Das 63 UCPIs utilizadas neste estudo, todas são estaduais, conforme dados oficiais da Fundação Florestal (2024), que rege as UCs do estado de São Paulo, e apenas 32 apresentam ZAs estabelecidas em seu plano de manejo. Vale salientar que, embora São Paulo tenha 42 UCPIs municipais e quatro federais, segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), essa base de dados apresenta inconsistências, sobreposições e lacunas. Por isso, as UCPIs estaduais, geridas com maior rigor pela Fundação Florestal, foram escolhidas para a análise. Ressalta-se que os dados referentes aos planos de manejo e às delimitações das zonas de amortecimento foram adquiridos em setembro de 2024, junto à Fundação Florestal, e estão sujeitos a constantes atualizações, em função da publicação de novos planos ou revisões dos existentes, podendo, portanto, apresentar diferenças dependendo do ano em que esta dissertação for consultada.

FIGURA 1 - Localização das Unidades de Conservação de Proteção Integral estaduais continentais, suas respectivas zonas de amortecimento e os biomas nos quais estão inseridos no estado de São Paulo.



Fonte: Adaptado dos dados da Fundação Florestal (2024) e IBGE (2019).

No total, as UCPIs continentais cobrem aproximadamente 913.866,28 hectares no estado de São Paulo e as ZAs adicionais 1.627.451,72 ha, o que equivale a cerca de 3,68% e 6,56%, respectivamente da área total do estado (IBGE, 2019). Deste total, aproximadamente 95,36% (871.457,97 ha) da área das UCPIs e 56,52% (919.883,77 ha) das ZAs são cobertas por vegetação nativa (MapBiomias, 2023). Entre os biomas, 57 UCPIs estão delimitadas no bioma da Mata Atlântica, com 890.810 ha (97,5%) e apenas 17 em Cerrado, com 23.322 ha (2,5%) (IBGE, 2019). Por fim, entre as categorias de UCPIs previstas pelo SNUC, o estado apresenta todas as cinco categorias, sendo elas: Estação Ecológica; Reserva Biológica; Parque Estadual; Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre, cada uma com particularidades próprias em relação a seus objetivos (Tabela 2).

TABELA 2 - Distribuição das Unidades de Conservação de Proteção Integral estaduais continentais no estado de São Paulo de acordo com sua categoria de manejo e área acumulada em cada bioma.

Categoria de Manejo	Quantidade	Área Acumulada (ha)	
		Cerrado	Mata Atlântica
Estação Ecológica	26	19.618	96.971
Reserva Biológica	2	401	426
Parque Estadual	31	1.579	776.644
Monumento Natural	3	0	16.770
Refúgio de Vida Silvestre	1	1.724	0

Fonte: Adaptado dos dados da Fundação Florestal (2023) e IBGE (2019).

4.2 BASE DE DADOS GEOESPACIAIS

Todo o projeto é fundamentado na integração de dados geoespaciais secundários, provenientes de fontes oficiais ou amplamente utilizados na ciência. Esses dados foram empregados para na criação de variáveis destinadas à caracterização das áreas restauráveis, abrangendo diferentes formatos, como matriciais ou vetoriais, bem como múltiplas escalas e resoluções. Sempre que necessário, esses dados passaram por transformações ou padronizações. Todos os arquivos foram padronizados para o sistema de coordenadas projetadas Albers South América. Na Tabela 3 são elencados os dados que compõem a base de dados geoespaciais, identificando o nome da variável desejada, seu código, escala/resolução, formato, período/ano e a respectiva fonte.

TABELA 3 - Base de dados geoespaciais a ser elaborada para a obtenção das variáveis que comporão a caracterização das áreas restauráveis nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

Nome	Formato	Escala/Resolução	Fonte
Uso e Cobertura do Solo e Vegetação Nativa	Matricial	30 m	MapBiomias Coleção 8.0 (1985 a 2022)
Uso e Cobertura do Solo	Matricial	10 m	MapBiomias BETA 10m (2016 a 2022)
MapBiomias Vigor da Pastagem	Matricial	30 m	MapBiomias Coleção 9.0 Vigor da Pastagem (2000 a 2023)
Hidrografia e APPs Hídricas	Vetorial	1:25.000	FBDS (2013)
APPs de Altitude e Declividade	Matricial	30 m	SMA-SP (2013)

Reservas Legais	Vetorial	Multi-escala	CAR (2023)
Inventário Florestal do Estado de São Paulo	Vetorial	1:10.000	Instituto Florestal (2020)
Viveiros de Mudas Florestais Nativas	Vetorial	Multi-escala	(IPA, 2023)
Declividade	Matricial	30 m	SMA-SP (2013)
Biomassas	Vetorial	1:250.000	IBGE (2019)
Unidades de Conservação	Vetorial	Multi-escala	Fundação Florestal (2023)
Zonas de Amortecimento	Vetorial	Multi-escala	Fundação Florestal (2024)
Áreas Públicas e Privadas nas UCPIs	Vetorial	Multi-escala	Fundação Florestal (2023)
Limites da Malha Fundiária	Vetorial	Multi-escala	Imaflora & GeoLab (2018)
Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas	Matricial	30 m	CATI (2017)
Probabilidade de Regeneração Florestal	Matricial	30 m	Molin <i>et al.</i> (2018)
Malha Viária	Vetorial	Multi-escala	OpenStreetMap (2023)

Fonte: Autoria própria.

4.3 ANÁLISES ESPACIAIS

4.3.1 Definição da base de dados para áreas restauráveis

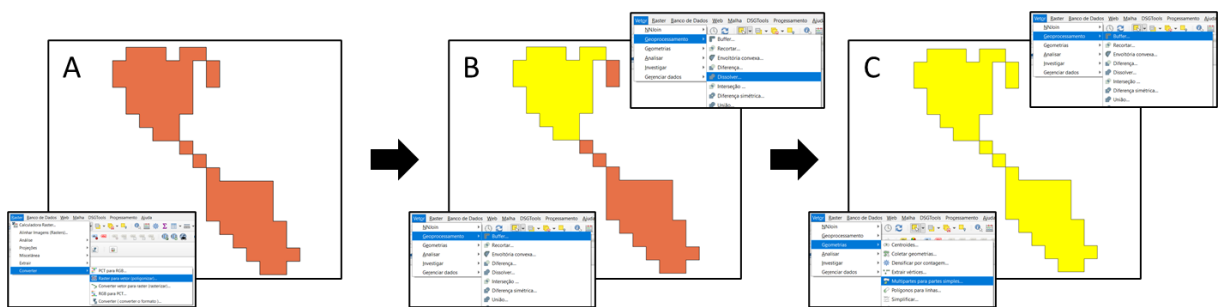
Para selecionar a base de dados mais adequada para a identificação de áreas restauráveis, foram comparadas duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do MapBiomassas: a Coleção 8.0, com resolução de 30 metros (2023a), baseada em imagens do satélite Landsat, e a Coleção BETA (2023b), com resolução de 10 metros, proveniente de imagens do satélite Sentinel-2. Ambas foram disponíveis em formato matricial e selecionadas para o ano de 2022. Foram consideradas como áreas passíveis de restauração todas as regiões localizadas dentro das UCPIs continentais do estado de São Paulo que receberam as classificações de pastagem e mosaico de usos. As demais classes foram excluídas do estudo.

Ambas as bases de dados foram reclassificadas e convertidas para o formato vetorial (Figura 2 - A) utilizando o software QGIS (versão 3.28.13). Durante o processamento, foi aplicado um buffer de 0,0001 metros ao redor dos polígonos. Em seguida, utilizou-se a ferramenta “Dissolver” para unir todos os fragmentos de áreas restauráveis em um único polígono (Figura 2 - B), e a ferramenta “Multipartes para Partes Simples” para tornar os fragmentos que estão conectados em polígonos únicos. Por fim, aplicou-se um buffer negativo de -0,0001 metros para ajustar os polígonos resultantes (Figura 2 - C).

Esse processamento adicional foi necessário porque, ao converter dados raster para o formato vetorial, os polígonos gerados que se conectam apenas pelos vértices não são automaticamente unificados, resultando em fragmentos de áreas restauráveis que deveriam ser interpretadas como uma única entidade. Esse fenômeno cria múltiplos polígonos desconexos, mesmo quando pertencem à mesma área. O uso do buffer inicial permitiu conectar esses fragmentos, e as etapas subsequentes com as ferramentas "Dissolver" e "Multipartes para Partes Simples" unificaram os polígonos que se tocavam em suas bordas ou vértices, corrigindo a interpretação de área contínua. O buffer negativo final garantiu que os limites dos polígonos resultantes retornassem ao tamanho original sem distorções adicionais.

FIGURA 2 - Esquemática da conversão dos dados raster para vetor e seu processamento.

A: raster de área restaurável convertido para vetor; B: uso do buffer de 0,0001m e da ferramenta "Dissolver"; C: uso da ferramenta "Multipartes para Partes Simples" e buffer de - 0,0001m, gerando o polígono final de área restaurável.



Fonte: Autoria própria.

Com os polígonos de áreas restauráveis gerados, foi realizada uma interseção com os dados das UCPIs para calcular a quantidade de áreas restauráveis em cada unidade. Em seguida, foi feito o teste de Wilcoxon para verificar se havia diferença significativa entre as áreas restauráveis nos mapeamentos de 10m e 30m para cada uma das UCs. O ano base de 2022 foi utilizado como referência principal; no entanto, quando as imagens de 2022 estavam obstruídas ou com baixa visibilidade, a série histórica do Google Earth Pro (2024) foi consultada tanto para anos anteriores quanto para anos subsequentes, garantindo uma análise mais precisa. Foram selecionadas três unidades que apresentaram maiores discrepâncias na quantidade de áreas restauráveis entre os dados de 10m e 30m para interpretação visual detalhada. Esse processo permitiu identificar incongruências e, por fim, determinar a base de dados mais adequada para a análise.

4.3.2 Quantificação das áreas restauráveis em UCPIs e ZAs

Após a definição da base de dados mais adequada para a quantificação das áreas restauráveis, foi realizado o cálculo da área total em hectares para todas as áreas restauráveis localizadas dentro das UCPIs e ZAs. No caso das UCPIs, o montante total de áreas foi estratificado conforme as categorias de manejo, que incluem Estação Ecológica, Monumento Natural, Parque Estadual, Refúgio de Vida Silvestre e Reserva Biológica.

Para as zonas de amortecimento, além de separar a área total restaurável por categoria de manejo, a estratificação também seguiu critérios baseados em Áreas de Preservação Permanente hídricas, Reserva Legal e Pastagens Degradadas, separada em Pastagens Severamente Degradadas (PSD) e Pastagens Moderadamente Degradadas (PMD), com dados derivados da FBDS (2013), CAR (2024) e MapBiomass (2023), respectivamente. Quando havia sobreposição de pastagens em APPs ou RLs, essas áreas de pastagem foram removidas para contabilizar integralmente as áreas de APPs e RLs. No entanto, sobreposições entre APPs e RLs foram mantidas, pois, conforme o artigo 15 do Código Florestal (BRASIL, 2012), uma mesma área pode ser designada simultaneamente como APP e RL. Por fim, as áreas restauráveis em RLs e APPs foram comparadas ao déficit dessas áreas nos imóveis localizados dentro das ZAs.

Cabe destacar que esta análise não considerou a sobreposição das ZAs com outras categorias de proteção, como Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e UCUSs. Reconhece-se que essa interação pode influenciar o uso e manejo do território, sendo, portanto, um aspecto que merece atenção em estudos futuros, especialmente quanto a possíveis sinergias, sobreposições e conflitos que possam afetar as estratégias de restauração.

4.3.3 Caracterização das áreas restauráveis

A caracterização das áreas restauráveis nas UCPIs e ZAs adota uma abordagem espacialmente explícita, com o objetivo de analisar individualmente cada polígono de área restaurável e sintetizar os resultados relevantes. Para as ZAs, foram consideradas apenas as áreas passíveis de restauração localizadas dentro das APPs, RLs e pastagens degradadas. Isso se deve ao fato de que, apesar das limitações que existem no uso do solo nas ZAs, ainda é permitida a presença de pastagens e mosaicos de uso. No entanto, medidas voluntárias de restauração podem ser aplicadas em pastagens degradadas que não apresentam boa produtividade, bem como em APPs e RLs que, por lei, devem ser restauradas. As variáveis

selecionadas para essa caracterização estão detalhadas na Tabela 4, junto com seus respectivos códigos e definições. Também é apresentada a descrição sobre a importância de cada uma dessas variáveis no contexto do planejamento e da implementação das ações de restauração.

TABELA 4 - Variáveis responsáveis pela caracterização das áreas restauráveis nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

Variável	Código	Definição
Proximidade para Hidrografia	PROXHI	Distância euclidiana em metros para a hidrografia (massas d'água, rede hidrográfica ou nascentes) mais próxima
Proximidade para Viveiro	PROXVI	Distância euclidiana em metros para o viveiro mais próximo
Quantidade de Nascentes	QTNASC	Número de nascentes dentro da área restaurável
Presença de APPs	APP	Indicação da presença de APP hídrica, de declividade ou altitude
Uso e Cobertura do Solo ao Redor	USOCSR	Quantidade em hectares do uso e cobertura do solo em um raio de 5 km ao redor do centroide da área restaurável
Proximidade de Remanescente de Vegetação Nativa	PROXVN	Distância euclidiana em metros para o remanescente de vegetação nativa mais próximo
Tamanho da Mancha	TAMMA	Área em hectares da área restaurável
Comprimento da Borda	COBORD	Comprimento em metros quadrados do perímetro da borda da área restaurável
Bioma	BIOM	Classificação e quantidade em hectares do bioma
Fitofisionomia Vegetal	FITVEG	Classificação e quantidade em hectares da fitofisionomia vegetal
Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas	CPUSTA	Classificação e quantidade em hectares da capacidade potencial de uso das terras agrícolas
Probabilidade de Regeneração Natural	PROBRN	Probabilidade de regeneração natural em porcentagem da área restaurável
Declividade	DECLIV	Declividade em porcentagem da área restaurável
Proximidade para Vias de Acesso	PROXVIA	Distância euclidiana em metros para a via de acesso mais próxima

Fonte: Autoria própria.

4.3.3.1 Descrição das variáveis para caracterização de áreas restauráveis

Proximidade para Hidrografia (PROXHI): áreas próximas a corpos d'água, como rios e lagos, tendem a apresentar melhores condições para o estabelecimento da vegetação, devido à maior disponibilidade hídrica e à conectividade ecológica, além de serem associadas APPs (Vettorazzi; Valente, 2016). Essas áreas também são fundamentais para a formação de corredores ecológicos, permitindo o fluxo de fauna e flora, o que contribui para a biodiversidade local (Rother *et al.*, 2018; Rojas; Pidgeon; Radeloff, 2020). Além disso, áreas próximas à hidrografia têm maior capacidade de funções críticas, como a mitigação de enchentes (Dixon *et al.*, 2016), a retenção de sedimentos e nutrientes (Portela *et al.*, 2021), e a melhoria da qualidade da água por meio da filtragem natural promovida pela vegetação restaurada (Hoek Van Dijke *et al.*, 2022; Wood *et al.*, 2022).

Proximidade para Viveiro (PROXVI): determinante para a logística, sucesso e os custos das atividades de restauração. Os viveiros são a principal fonte de mudas e outros insumos vegetais (Moreira Da Silva *et al.*, 2017; Höhl *et al.*, 2020), e quanto mais próximos estiverem das áreas restauráveis, menores os custos com transporte e relevantes, permitindo uma alocação eficiente de recursos (Schmidt *et al.*, 2019). Além disso, a proximidade aos viveiros não apenas facilita o acompanhamento técnico durante o plantio e o monitoramento inicial, mas também aumenta as chances de sucesso das ações de restauração, permitindo a implementação de práticas adaptativas conforme necessário. Essa proximidade também proporciona insights culturais e práticos, já que os viveiristas estão familiarizados com o contexto local, favorecendo uma abordagem mais integrada e eficaz (Castro *et al.*, 2021; Lacoretz; Pérez, 2024).

Quantidade de Nascentes (QTNASC): as nascentes são pontos-chave no ciclo hidrológico, sendo responsáveis pelo abastecimento inicial de cursos d'água e pela manutenção da vazão em períodos de estiagem (Arreto; Ribeiro; Borba, 2010; Brasil, 2012; Currell; Katz, 2023). Áreas com maior concentração de nascentes possuem alta sensibilidade ambiental e exigem restauração para garantir sua funcionalidade (Valente *et al.*, 2021; Knighton *et al.*, 2023), protegendo contra processos como a compactação do solo e o assoreamento, que podem comprometer a qualidade e a disponibilidade de água (Taniwaki *et al.*, 2017; Marmontel *et al.*, 2018). Além disso, a restauração em áreas com muitas nascentes favorece a recuperação de serviços ecossistêmicos fundamentais, como a regulação hídrica e a recarga de aquíferos (Valente *et al.*, 2021).

Presença de APP (APP): identifica regiões legalmente protegidas que devem ser prioritárias na restauração, conforme a legislação ambiental brasileira (Brasil, 2012). Essas áreas desempenham funções ecológicas essenciais, como a proteção de margens de rios, nascentes e encostas, contribuindo para a estabilidade do solo, a regulação do ciclo hidrológico e a preservação da biodiversidade (Biggs *et al.*, 2019; Mohan *et al.*, 2022). Por exemplo, restaurar APPs associadas à hidrografia melhora o fluxo de água, reduzindo a sedimentação nos cursos d'água, aumentando a infiltração e assegurando a continuidade dos fluxos superficiais e subterrâneos (Rodrigues *et al.*, 2011; González *et al.*, 2017; Valente *et al.*, 2021). Da mesma forma, a restauração de APPs localizadas em áreas de altitude e declividade auxilia no controle da erosão, na retenção de nutrientes e na mitigação de eventos extremos, como deslizamentos e enxurradas (Dos Santos *et al.*, 2016).

Uso e Cobertura do Solo ao Redor (USOCSR): fornece informações importantes sobre as pressões antrópicas e as condições ecológicas das áreas restauráveis (Yang *et al.*, 2022). O tipo de uso do solo ao redor pode influenciar diretamente o sucesso da restauração, por exemplo, áreas cercadas por vegetação natural apresentam maior potencial de regeneração natural e conectividade ecológica (Metzger *et al.*, 2009; Crouzeilles *et al.*, 2020), enquanto áreas dominadas por usos intensivos, como agricultura ou urbanização, podem demandar maiores esforços e investimentos para reduzir impactos externos (Hasan *et al.*, 2020). Além disso, ajuda a avaliar o contexto paisagístico, identificando a viabilidade de formar corredores ecológicos, aumentar a conectividade entre fragmentos florestais e minimizar o isolamento de áreas restauráveis (Mcrae *et al.*, 2012; Volk *et al.*, 2018; Proft *et al.*, 2018).

Para esta variável, as classes dos dados de Uso e Cobertura da Terra da Coleção 8.0 do MapBiomas foram recategorizadas. Os resultados dessa recategorização estão apresentados na tabela 5 a seguir:

TABELA 5 - Classificação do MapBiomas e sua respectiva recategorização das classes de Uso e Cobertura da Terra.

Classificação MapBiomas	Reclassificação
Formação Florestal	Floresta
Formação Savânica	
Mangue	
Floresta Alagável	
Restinga Arbórea	

Campo Alagado e Área Pantanosa	Formação Natural não Florestal
Formação Campestre	
Apicum	
Afloramento Rochoso	
Restinga Herbácea	
Outras Formações não Florestais	
Pastagem	Pastagem
Lavoura Temporária	Agricultura
Lavoura Perene	
Silvicultura	Silvicultura
Mosaico de Usos	Mosaico de Usos
Praia, Duna e Areal	Área não Vegetada
Área Urbanizada	
Mineração	
Outras Áreas não Vegetadas	
Rio, Lago e Oceano	Corpo D'água
Aquicultura	

Fonte: Adaptado dos dados do MapBiomas (2024).

Proximidade de Remanescente de Vegetação Nativa (PROXVN): influencia diretamente o potencial de regeneração natural e a conectividade ecológica da área (Molin *et al.*, 2018; Ortega *et al.*, 2023). Áreas próximas a remanescentes de vegetação nativa têm maior chance de sucesso na restauração, já que esses fragmentos funcionam como fontes de sementes e abrigo para a fauna, que desempenham um papel crucial na dispersão de sementes e na polinização (Norden *et al.*, 2009; Jesus *et al.*, 2012). Além disso, a proximidade do remanescente facilita a formação de corredores ecológicos, promovendo a conectividade e o fluxo gênico (Proft *et al.*, 2018). Essa variável também auxilia na identificação de áreas mais isoladas que exigem plantios direcionados, enquanto locais próximos a fragmentos podem favorecer a regeneração natural (Brancaion *et al.*, 2016; Meli *et al.*, 2017).

Tamanho da Mancha (TAMMA): influencia diretamente as estratégias, técnicas e objetivos das ações de restauração. Áreas restauráveis menores, enfrentam maior vulnerabilidade à degradação, exigem intervenções mais específicas, como plantios mais densos, controle intensivo de espécies invasoras e a integração a corredores ecológicos ou

stepping stones (Haddad *et al.*, 2015; Herrera *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2024). Áreas maiores, por sua vez, permitem projetos em larga escala, com maior potencial para restaurar funções ecológicas e reduzir os efeitos de borda (Strassburg *et al.*, 2018; Banks-Leite *et al.*, 2020). O tamanho também impacta a viabilidade logística e os custos, com áreas maiores permitindo economia de escala em recursos, mas exigindo maior esforço para monitoramento (Gann *et al.*, 2019; Sinegalia *et al.*, 2024). Em contrapartida, fragmentos menores, especialmente os dispersos pela paisagem, demandam maior esforço para intervenções individualizadas, deslocamentos frequentes e atenção redobrada para mitigar os efeitos de borda e outras vulnerabilidades.

Comprimento da Borda (COBORD): é uma métrica crucial para entender a interação das áreas restauráveis com o ambiente ao redor, especialmente em áreas isoladas de remanescentes de vegetação nativa. Bordas mais extensas podem amplificar os efeitos de borda, como maior exposição à radiação solar, ventos e invasão de espécies exóticas, comprometendo a regeneração natural e a estabilidade ecológica (Murcia, 1995; Fischer *et al.*, 2021). Áreas com bordas alongadas geralmente indicam formas irregulares, o que pode aumentar sua vulnerabilidade à fragmentação (Laurance *et al.*, 2007; Ries *et al.*, 2017). No entanto, essas bordas também podem ser aproveitadas para intervenções específicas, como plantios protetores e criação de barreiras naturais, que ajudam a reduzir os efeitos de borda e a promover maior conectividade com o entorno (Fonseca; Joner *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2024).

Bioma (BIOM): neste estudo, a variável bioma foi considerada principalmente como uma unidade administrativa, voltada ao planejamento ambiental, à aplicação de normas e à implementação de políticas públicas. Embora os biomas apresentem condições ecológicas e climáticas distintas, que influenciam as estratégias de restauração, essa classificação ampla não substitui análises ecológicas mais detalhadas em campo. Para a definição adequada das espécies nativas a serem utilizadas e das estratégias de restauração mais eficazes, é necessária uma verificação local mais aprofundada das áreas restauráveis, considerando fatores como tipos de solo, regimes hídricos, biodiversidade e dinâmicas ecológicas específicas, a fim de maximizar o sucesso das intervenções (Rodrigues; Gandolfi; Brancalion, 2015; Gann *et al.*, 2019; Guerra *et al.*, 2020; Barros *et al.*, 2023). A seleção de espécies específicas para cada bioma é fundamental para restaurar processos ecológicos como a sucessão natural, a polinização e a dispersão de sementes (Ribeiro Da Silva *et al.*, 2015; Guerra *et al.*, 2020; Bergamo *et al.*, 2021). Ainda assim, a variável bioma representa um importante ponto de partida, especialmente porque alguns deles, como a Mata Atlântica e o Cerrado, têm alta prioridade em políticas públicas e

estão sob forte pressão de degradação (Pinto *et al.*, 2014; Schüler; Bustamante, 2022; Rother; Romanelli; Rodrigues, 2023).

Fitofisionomia Vegetal (FITVEG): representa uma escala mais específica do bioma, fornecendo informações sobre a composição e estrutura das vegetações locais, essenciais para definir estratégias de restauração adequadas (IBGE, 2012; Sampaio *et al.*, 2021). Considerar a fitofisionomia permite selecionar espécies nativas apropriadas e técnicas de manejo compatíveis com as condições ecológicas de cada formação, aumentando ainda mais as chances de sucesso da restauração e a recuperação de serviços ecossistêmicos, do que apenas o uso do bioma (Rodrigues; Gandolfi; Brancalion, 2015; Schmidt *et al.*, 2019; Sampaio *et al.*, 2021). Essa abordagem é particularmente relevante em biomas com alta diversidade fitofisionômica, como a Mata Atlântica e o Cerrado, que abrigam formações vegetais distintas como Floresta Estacional Semidecidual, Formação Pioneira com Influência Fluvial, Floresta Ombrófila Densa, Refúgio Ecológico, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Formação Pioneira com Influência Fluviomarinha, Floresta Ombrófila Mista, Savana Arborizada, Savana Florestada, Savana Gramíneo-lenhosa e Floresta Estacional Decidual, que será utilizada neste estudo (IF, 2020).

Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas (CPUSTA): classificação técnica definida pelo Decreto Estadual nº 41.719/1997 (São Paulo, 1997) que orienta o uso e o manejo agrícola das terras com base em limitações físicas, sem considerar aspectos econômicos ou conservacionistas (CATI, 2017). Por isso, embora não tenha sido concebida para fins de restauração, seu uso pode oferecer subsídios indiretos, principalmente ao evidenciar áreas com maiores limitações à atividade agrícola, que tendem a sofrer menor pressão por uso intensivo e, portanto, apresentam menores custos de oportunidade para a restauração (PLANAPEG, 2017; Schüler; Bustamante, 2022). Essas regiões frequentemente apresentam solos pobres, relevo acidentado ou restrições climáticas, sendo vistas como de uso marginal para a agricultura e mais propícias à recuperação ambiental (Mucida *et al.*, 2023; Safanelli *et al.*, 2023). Por outro lado, áreas classificadas como de baixa limitação agrícola pode demandar esforços adicionais de negociação e incentivos econômicos, dada a alta competitividade para uso agropecuário (Schüler; Bustamante, 2022).

Para esta análise, foram utilizados dados de 2017 fornecidos pela CATI (Coordenadoria de Assistência Técnica Integral), que classifica as terras agrícolas do estado de São Paulo de

acordo com sua capacidade potencial de uso. As terras são organizadas em classes que indicam seu potencial agrícola e as práticas necessárias para seu manejo sustentável:

- Classe II: Adequada para diversos cultivos, desde que sejam implementadas práticas simples de conservação e correção do solo.
- Classe III: Compatível com o cultivo agrícola, mas exige práticas mais complexas de conservação e correção do solo.
- Classe IV: Adequada para cultivos que demandam o mínimo de revolvimento do solo. Com a adoção de práticas avançadas de conservação, pode ser utilizada para atividades que exponham o solo ou deixem-no descoberto temporariamente, mas apenas de forma ocasional ou em áreas muito restritas.
- Classe V: Indicada para cultivos, pastagens e reflorestamento somente em condições específicas, determinadas pelo tipo de limitação presente, geralmente relacionadas ao excesso de água, e com a implementação de práticas de conservação do solo e da água.
- Classe VI: Adequada para culturas permanentes que protejam o solo, cultivos de pequena escala com boa cobertura vegetal, pastagens bem manejadas e reflorestamento, desde que acompanhados por práticas de conservação do solo.
- Classe VII: Indicada exclusivamente para pastagens bem manejadas, reflorestamentos e cultivos perenes de espécies arbóreas, desde que sejam aplicadas práticas avançadas de conservação e o solo permaneça constantemente coberto.
- Classe VIII: Inadequadas para atividades agrícolas, pastagens ou reflorestamento. Destinam-se à preservação da fauna e flora silvestres, recreação, e armazenamento de água. Essa classe também inclui áreas legalmente restritas ao uso agrícola, conhecidas como Áreas de Preservação Permanente.

Ainda, essas classes podem ser subdivididas em três grupos principais: Grupo A, que abrange as classes I a IV, composto por terras aptas para qualquer tipo de uso; Grupo B, que inclui as classes V a VII, formado por terras inadequadas para cultivos intensivos e extensivos, mas que podem ser utilizadas para pastagens, reflorestamento e cultivos com restrições; e Grupo C, correspondente à classe VIII, que compreende terras impróprias para qualquer forma de cultivo, sendo recomendadas para a preservação da flora e fauna, além de atividades recreativas ou turísticas.

Probabilidade de Regeneração Natural (PROBRN): reflete a capacidade de uma área se regenerar naturalmente com o mínimo de intervenção. Áreas com alta probabilidade de

regeneração, geralmente devido a condições favoráveis como solo adequado, presença de sementes viáveis e espécies nativas circundantes, podem exigir menos investimentos em termos de plantio e manejo, resultando em custos mais baixos e maior eficiência no uso dos recursos (Molin *et al.*, 2018; Crouzeilles *et al.*, 2020). Nesses casos, o foco pode ser em estratégias de monitoramento e manejo leve para garantir que a regeneração ocorra adequadamente (Chazdon; Guariguata, 2016). Em contraste, áreas com baixa probabilidade de regeneração demandam intervenções mais intensivas, como o plantio ativo de espécies nativas, controle de invasoras e correção do solo, o que pode aumentar significativamente os custos e a complexidade do projeto (Brançalion *et al.*, 2022; Prach *et al.*, 2020; Philipson *et al.*, 2020).

Declividade (DECLIV): áreas com alta declividade, como encostas íngremes, são mais suscetíveis à erosão e à perda de solo, tornando-se prioritárias para restauração com práticas que promovam a estabilização do terreno, como o uso de barreiras naturais, plantios com espécies de raízes profundas e cobertura vegetal densa (Brançalion *et al.*, 2016; Saad *et al.*, 2018; Valente *et al.*, 2021). Além disso, essas áreas frequentemente apresentam limitações para atividades agrícolas ou de infraestrutura, o que pode reduzir os conflitos de uso e favorecer sua destinação para conservação (Dos Santos *et al.*, 2016; Molin *et al.*, 2018). Por outro lado, áreas com baixa declividade oferecem maior facilidade logística para intervenções, como mecanização do plantio, mas podem enfrentar maior competição com usos econômicos intensivos (Schüler; Bustamante, 2022).

Nesta variável, a classificação da declividade seguiu protocolos da EMBRAPA (2018), categorizando as áreas em classes de relevo conforme a porcentagem de declividade do terreno: plano (0-3%), suave ondulado (3-8%), ondulado (8-20%), forte ondulado (20-45%), montanhoso (45-75%) e escarpado (>75%), como pode ser visto na tabela 6.

TABELA 6 - Classificação da Declividade conforme os Protocolos da EMBRAPA (2018).

Classe de relevo	Declividade (%)
Plano	0-3
Suave ondulado	3-8
Ondulado	8-20
Forte ondulado	20-45
Montanhoso	45-75
Escarpado	>75

Fonte: Adaptado dos dados da EMBRAPA (2018).

Proximidade para Vias de Acesso (PROXVIA): é uma variável estratégica para o planejamento de projetos de restauração, pois influencia diretamente os custos, a logística e a viabilidade das intervenções (Wang *et al.*, 2023). Áreas mais próximas a vias de acesso permitem maior facilidade no transporte de insumos, maquinários e equipes, reduzindo os custos operacionais e o tempo necessário para implementação e monitoramento (Aguirre-Salado *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2023). No entanto, essa proximidade pode aumentar a vulnerabilidade das áreas à pressões antrópicas, como invasões, fragmentação, deposição de resíduos e expansão agrícola (Laurance; Goosem; Laurance, 2009; Braid; Nielsen, 2015; Teixeira; Rytwinski; Fahrig, 2020). Já áreas mais distantes das vias tendem a ter custos logísticos mais elevados e maior dificuldade de monitoramento, mas frequentemente enfrentam menor pressão humana, favorecendo a perpetuação da vegetação (Freitas; Hawbaker; Metzger, 2010; Wang *et al.*, 2023).

4.3.4 Identificação da estrutura fundiária das áreas restauráveis

Para identificar a estrutura fundiária das áreas restauráveis nas UCPIs do estado de São Paulo, utilizamos dados geoespaciais fornecidos pela Fundação Florestal (2023). Esses dados incluem os polígonos das UCPIs em formato vetorial, além de informações sobre a divisão das áreas em terrenos públicos, privados e indefinidos dentro das UCPIs. Já as áreas restauráveis nas ZAs foram classificadas conforme o tamanho das propriedades: pequeno para imóveis rurais com até 4 módulos fiscais, médio para aqueles com área entre 4 e 15 módulos fiscais, grande para propriedades que ultrapassam os 15 módulos fiscais, e N/A (não aplicável) para áreas restauráveis inseridas fora de propriedades, de acordo com os limites da malha fundiária disponível no Atlas da Agropecuária Brasileira (Freitas *et al.*, 2018).

4.4 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO

A definição do possível método de restauração seguiu a metodologia proposta por Molin *et al.* (2017; 2018). Nessa metodologia utiliza-se a probabilidade de regeneração natural para cada pixel, também presente no estudo, variando de 0 a 100%. Posteriormente, é feita a divisão das probabilidades em três categorias e é associado um método de restauração para cada uma dessas categorias, com base em práticas previamente aplicadas para restauração florestal (Rodrigues *et al.*, 2011; Brancalion *et al.*, 2016b), ficando as categorias da seguinte forma: **I)** 0 a 40% de probabilidade de regeneração - restauração por plantio; **II)** 41 a 70% - regeneração assistida; e por fim **III)** 71 a 100% - regeneração natural não assistida. Para este estudo, foi utilizada uma versão expandida do modelo de Molin, desenvolvida por Marcelo H. Matsumoto

durante seu período na WRI Brasil (2019), que foi adaptada para cobrir todo o estado de São Paulo, anteriormente aplicada apenas na região de Piracicaba. Esse modelo para o estado inteiro foi gerado em 2019, ou seja, os dados de mapeamento utilizados datam desse período. De forma adicional a essa metodologia, nos casos das áreas passíveis de restauração que estiverem em declividades não mecanizáveis, superiores a 20% (França *et al.*, 2016), e quando não for possível a regeneração natural, será associada à categoria de semeadura direta, seja de forma manual ou com o emprego de aeronaves remotamente pilotadas (Engel; Parrotta, 2001; Palma; Laurance, 2015; Mohan *et al.*, 2021; Castro *et al.*, 2023).

5 RESULTADOS

5.1 DEFINIÇÃO DA BASE DE DADOS PARA ÁREAS RESTAURÁVEIS

Na comparação entre as coleções de Uso e Cobertura da Terra do MapBiomas, a Coleção 8.0, com resolução espacial de 30 m, e a Coleção BETA, com resolução de 10 m, observou-se uma diferença significativa na quantidade de áreas restauráveis por UCPIs ($p = 0.01164$). A base de dados de 10 m identificou um total de 34.981,79 ha de áreas restauráveis, enquanto a de 30 m apontou 33.974,41 ha, resultando em uma diferença de 1.007,38 ha.

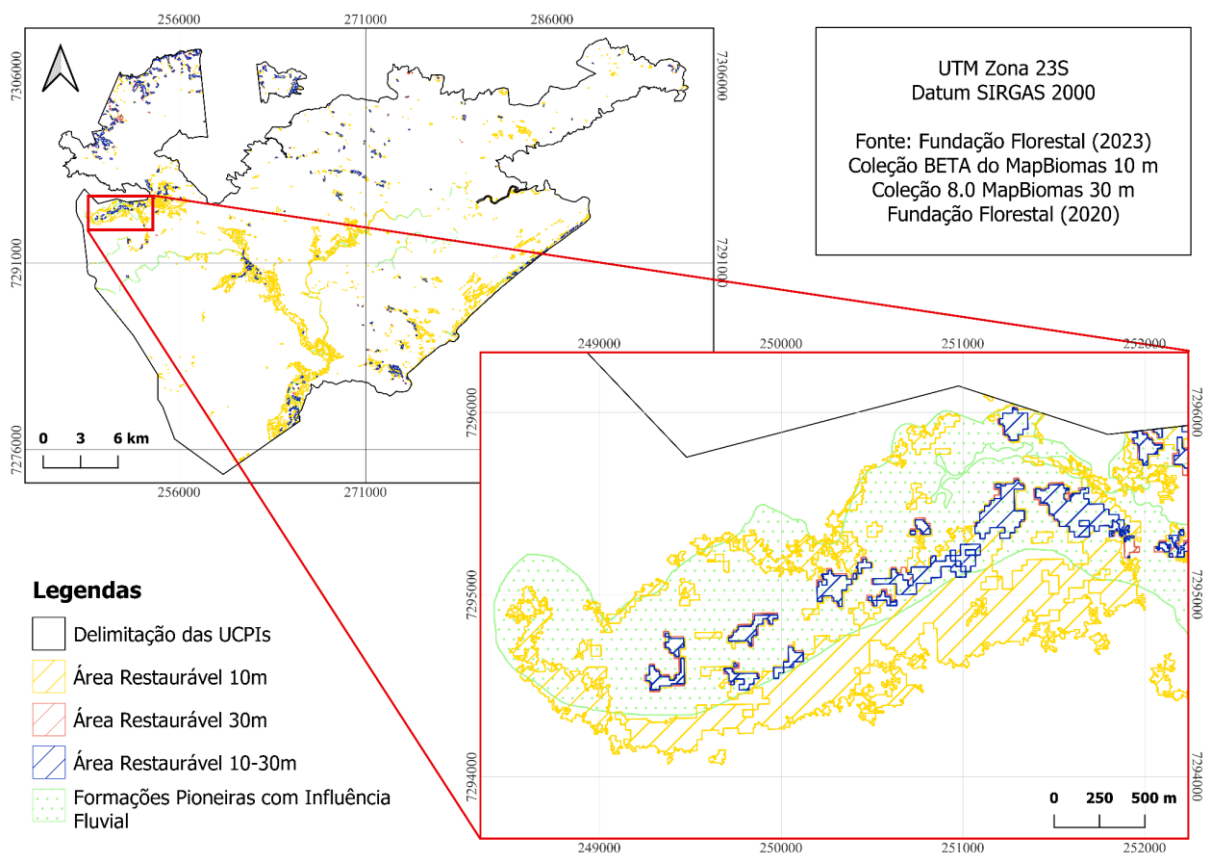
Para uma análise mais aprofundada, selecionou-se três UCPIs para interpretação visual: o Parque Estadual Campina do Encantado, a Estação Ecológica Juréia-Itatins e o Parque Estadual Carlos Botelho. Essas áreas revelaram discrepâncias significativas na quantidade de áreas restauráveis detectadas por cada base de dados, com diferenças de até duas vezes nos valores entre as coleções (Tabela 7). Embora a Coleção de 10 metros ofereça maior resolução espacial, ela apresentou inconsistências na classificação do uso do solo, especialmente na identificação de áreas alagadas, que foram erroneamente classificadas como passíveis de restauração (Figura 3 e Figura 4), principalmente na Estação Ecológica Juréia-Itatins e Parque Estadual Campina do Encantado. A comparação com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (São Paulo, 2020) corroborou essas observações, confirmando a presença de Formações Pioneiras com Influência Fluvial nas áreas analisadas, que não deveriam ser consideradas restauráveis.

TABELA 7 - Comparativo do montante de áreas restauráveis em três Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m.

Unidade	Categoria	30 m	10 m
Parque Estadual Campina do Encantado	Parque Estadual	27,08 ha	70,74 ha
Estação Ecológica Juréia-Itatins	Estação Ecológica	841,85 ha	3426,82 ha
Parque Estadual Carlos Botelho	Parque Estadual	32,20 ha	72,37 ha

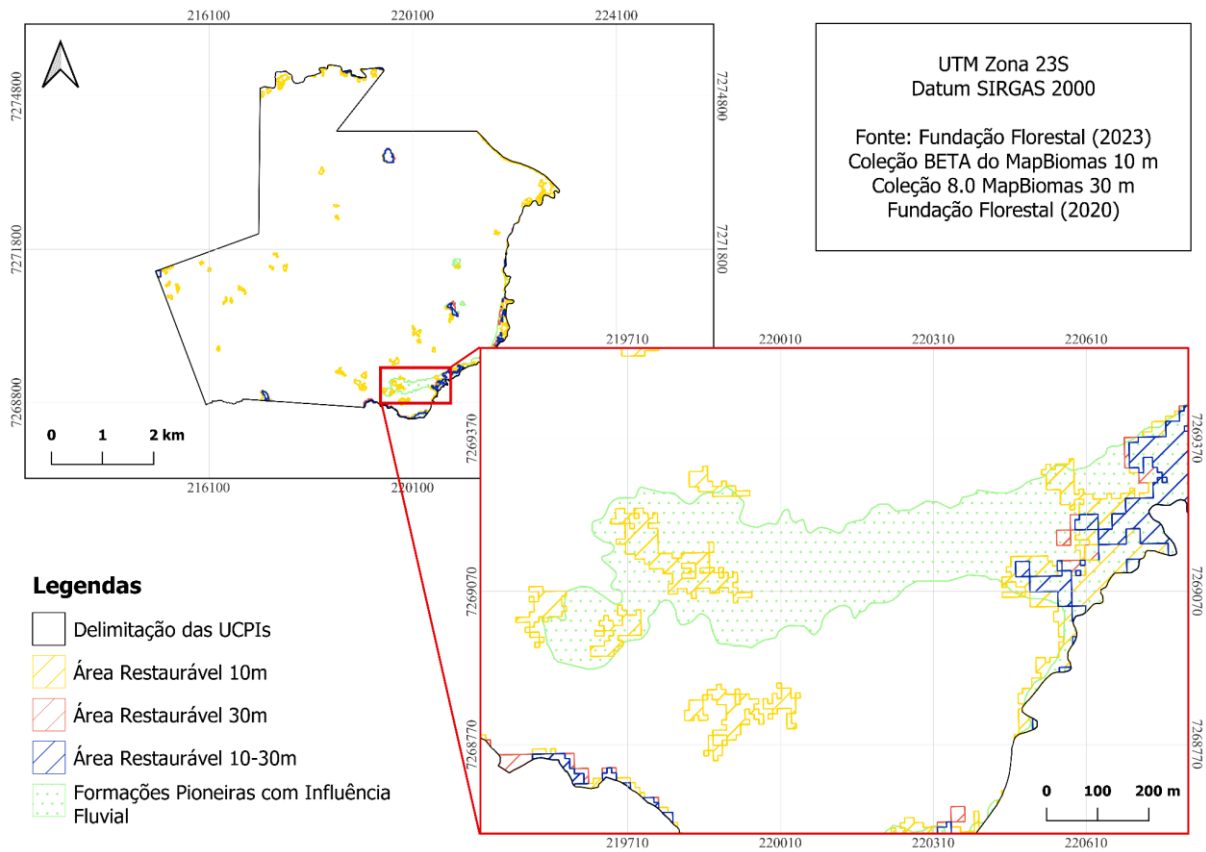
Fonte: Autoria própria.

FIGURA 3 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Estação Ecológica Juréia-Itatins com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m, assim como o uso dos dados do Inventário Florestal do estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

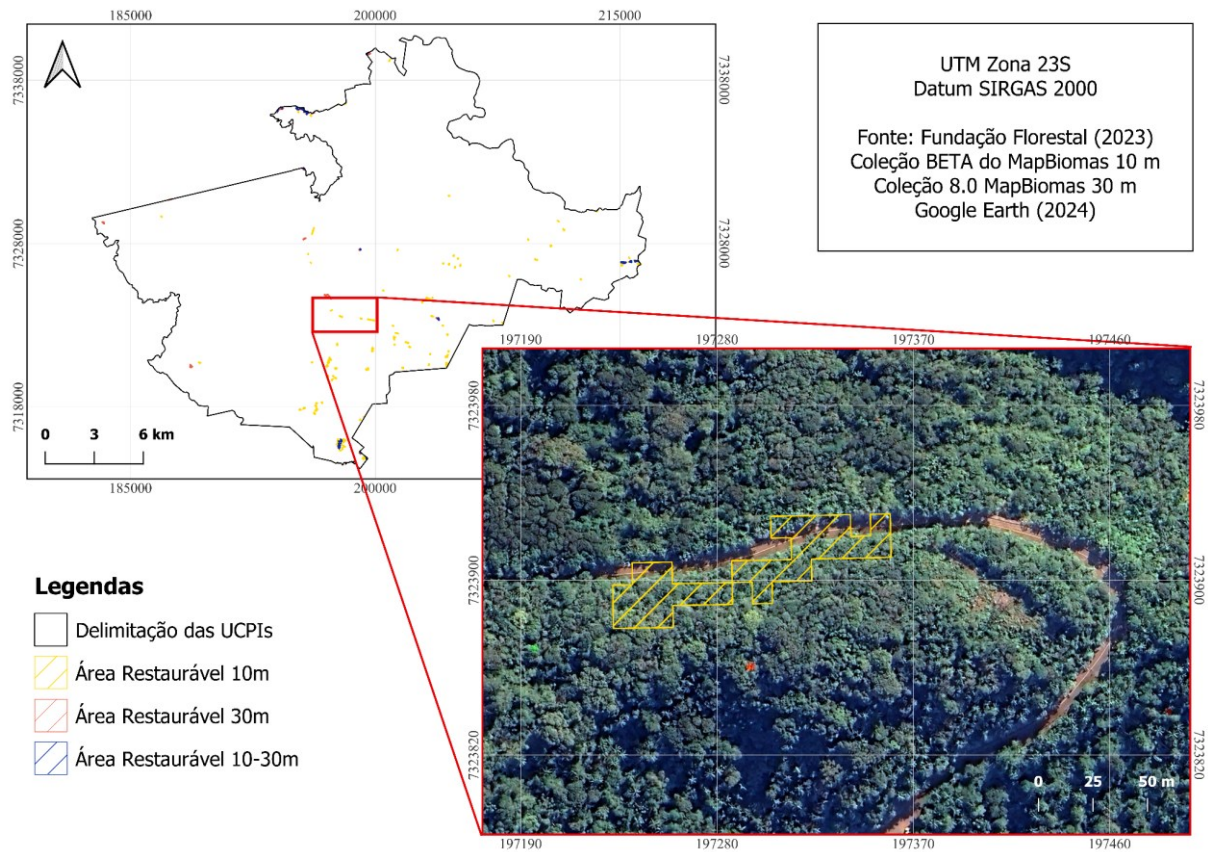
FIGURA 4 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Parque Estadual Campina do Encantado com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m, assim como o uso dos dados do Inventário Florestal do estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

Outro problema identificado na Coleção BETA de 10 m foi a classificação equivocada de estradas como áreas restauráveis. Como mostrado na Figura 5, essas estradas foram frequentemente confundidas com áreas de pastagem e mosaicos de uso.

FIGURA 5 - Comparativo de áreas passíveis de restauração na Unidade de Conservação de Proteção Integral Parque Estadual Carlos Botelho com base em duas coleções de Uso e Cobertura da Terra do Mapbiomas: Coleção 8.0 de 30 m de resolução e Coleção BETA de 10 m.



Fonte: Autoria própria.

5.2 QUANTITATIVOS DE ÁREAS RESTAURÁVEIS EM UCPIs E ZAs

A partir da definição da Coleção 8.0 do MapBiomas de Uso e Cobertura da Terra (resolução de 30 metros) como a base de dados mais adequada, foram quantificadas as áreas restauráveis. Ao todo, foram identificados 450.285,8242 hectares de áreas restauráveis nas UCPIs e ZAs no estado de São Paulo. Especificamente, as UCPIs totalizaram cerca de 33.973,40 ha de áreas restauráveis, enquanto as ZAs somaram 416.312,42 ha, correspondendo a 3,72% e 25,58% da área total dessas regiões, respectivamente. Os resultados detalhados para todas as 63 unidades e suas ZAs podem ser consultados no Anexo I (Tabelas S1 e S2).

No geral, os fragmentos de áreas restauráveis nas UCPIs variaram de 0,0001 a 1.228,67 ha, com média de 3,29 ha, mediana de 0,73 ha e desvio padrão de 22,3 ha. Entre as categorias de manejo, os Parques Estaduais destacaram-se com as maiores áreas restauráveis, totalizando 29.269,08 ha, o que corresponde a 3,76% da área total desta categoria de UCPI (778.350,57 ha). Já as Estações Ecológicas apresentaram 3.002,88 ha (2,57%) de área restaurável, seguidas pelos Monumentos Naturais, com 1.541,85 ha (9,19%), Refúgios de Vida Silvestre, com 125,44 ha (7,28%) e por fim, as Reservas Biológicas, com uma área de 35,12 ha, totalizando 4,25% (Tabela 8).

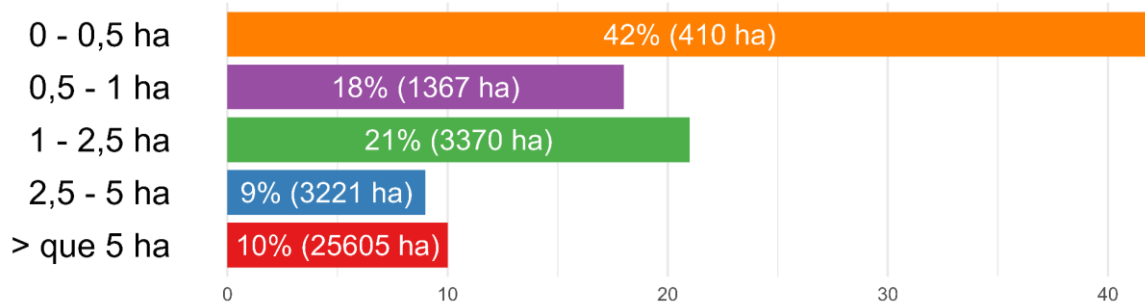
TABELA 8 - Distribuição das áreas restauráveis por categoria de manejo das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, incluindo a área total por categoria, a área restaurável e o percentual de áreas restauráveis em relação à área total da categoria.

Categoria	Área da UC (ha)	Área Restaurável (ha)	Área Restaurável (%)
Estação Ecológica	116.617,85	3.002,89	2,57%
Monumento Natural	16.770,45	1.541,85	9,19%
Parque Estadual	778.350,58	29.269,09	3,76%
Refúgio de Vida Silvestre	1.723,75	125,45	7,28%
Reserva Biológica	827,25	35,13	4,25%

Fonte: Autoria própria.

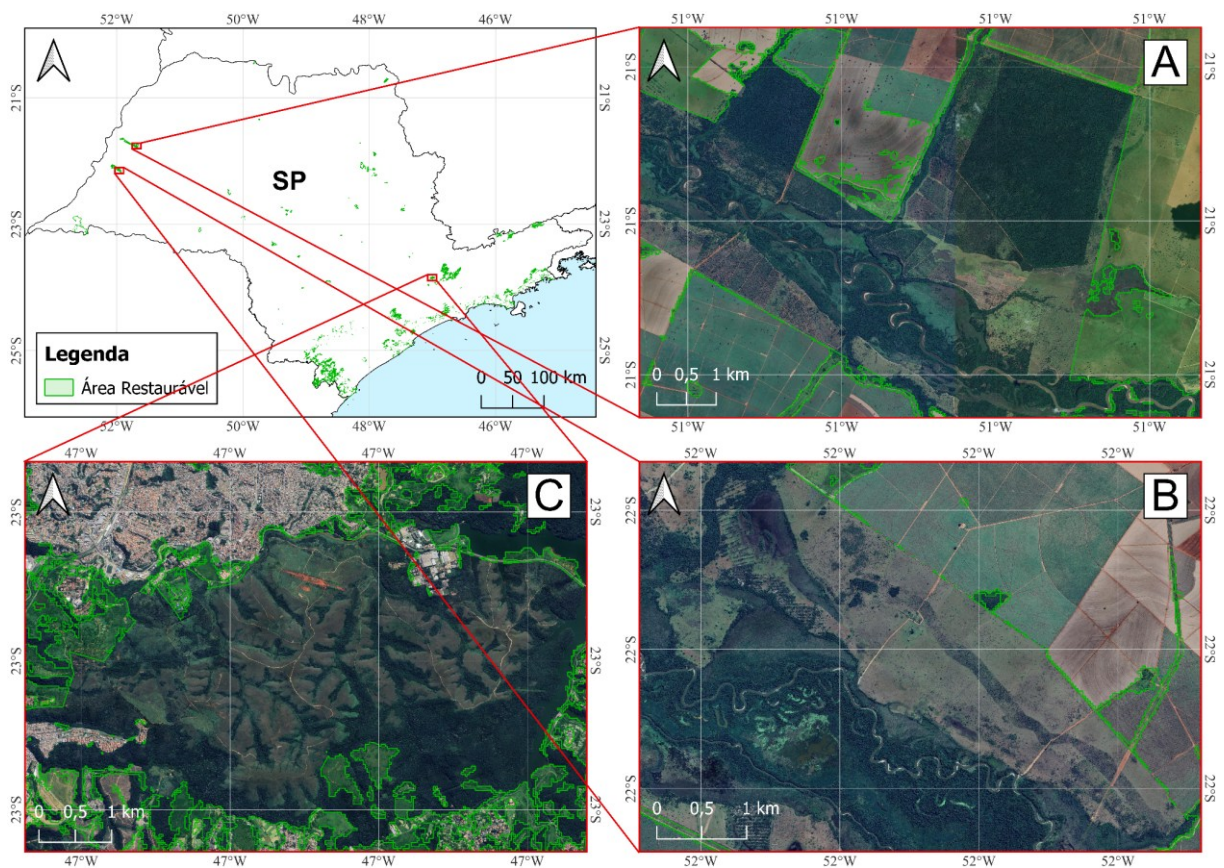
A análise da distribuição dos fragmentos restauráveis em relação às categorias revelou que 42% possuem área entre 0 e 0,5 ha, totalizando 410,25 ha; 18% variam de 0,5 a 1 ha, com área total de 1.366,66 ha; 21% estão na faixa de 1 a 2,5 ha, somando 3.370,30 ha; 9% apresentam áreas de 2,5 a 5 ha, com um total de 3.221,02 ha; e 10% são maiores que 5 ha, totalizando 25.605,18 ha, como pode ser visto na Figura 6. Os três maiores fragmentos de áreas restauráveis contínuas encontram-se nas UCPIs: Parque Estadual Juquery, no sul do estado, e Parque Estadual Aguapeí e Parque Estadual Rio do Peixe, ambos no oeste, próximos à divisa com Mato Grosso do Sul, com áreas de 1.228,76 e 722,09 ha (Figura 7).

FIGURA 6 - Distribuição do tamanho dos fragmentos de áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

FIGURA 7 - Áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo e os maiores fragmentos restauráveis (Parque Estadual Aguapeí (A), Parque Estadual Rio do Peixe (B) e Parque Estadual Juquery (C)).



Fonte: Autoria própria.

Em relação às ZAs, as áreas restauráveis variaram entre 0,0001 e 28.248,98 ha, com média de 13,24 ha, mediana de 1,07 ha e desvio padrão de 240,32 ha. Os Parques Estaduais também se destacaram com o maior montante de áreas restauráveis, somando 302.072,62 ha, o que corresponde a 19,73% do total de 1.531.026,31 ha das ZAs. As Estações Ecológicas seguem com 86.902,96 ha (29,73%), enquanto os Monumentos Naturais possuem 17.038,68 ha restauráveis, representando 58,11%. Já os Refúgios de Vida Silvestre somam 7.036,12 ha (42,41%) e, por fim, as Reservas Biológicas apresentam 3.262,04 ha restauráveis, correspondendo a 25,54% (Tabela 9).

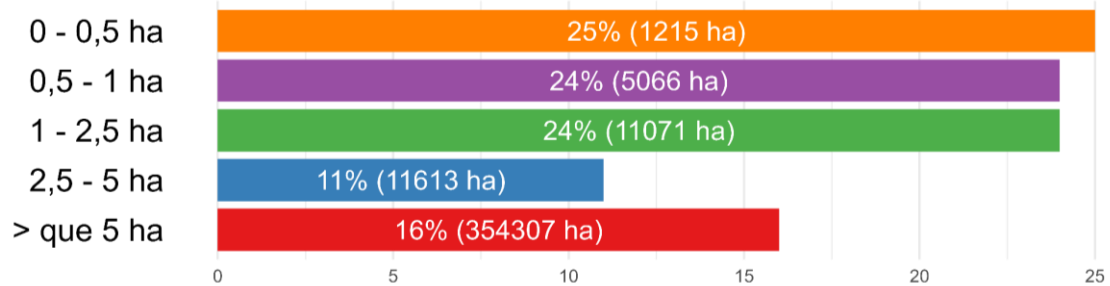
TABELA 9 - Distribuição das áreas restauráveis por categoria de manejo, incluindo a área total das zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo, a área restaurável e o percentual de áreas restauráveis em relação à área total das zonas de amortecimento.

Categoria	Área da ZA (ha)	Área Restaurável (ha)	Área Restaurável (%)
Estação Ecológica	292.300,70	86.902,96	29,73%
Monumento Natural	29.322,01	17.038,68	58,11%
Parque Estadual	1.531.026,32	302.072,63	19,73%
Refúgio de Vida Silvestre	16.589,95	7.036,12	42,41%
Reserva Biológica	12.771,63	3.262,04	25,54%

Fonte: Autoria própria.

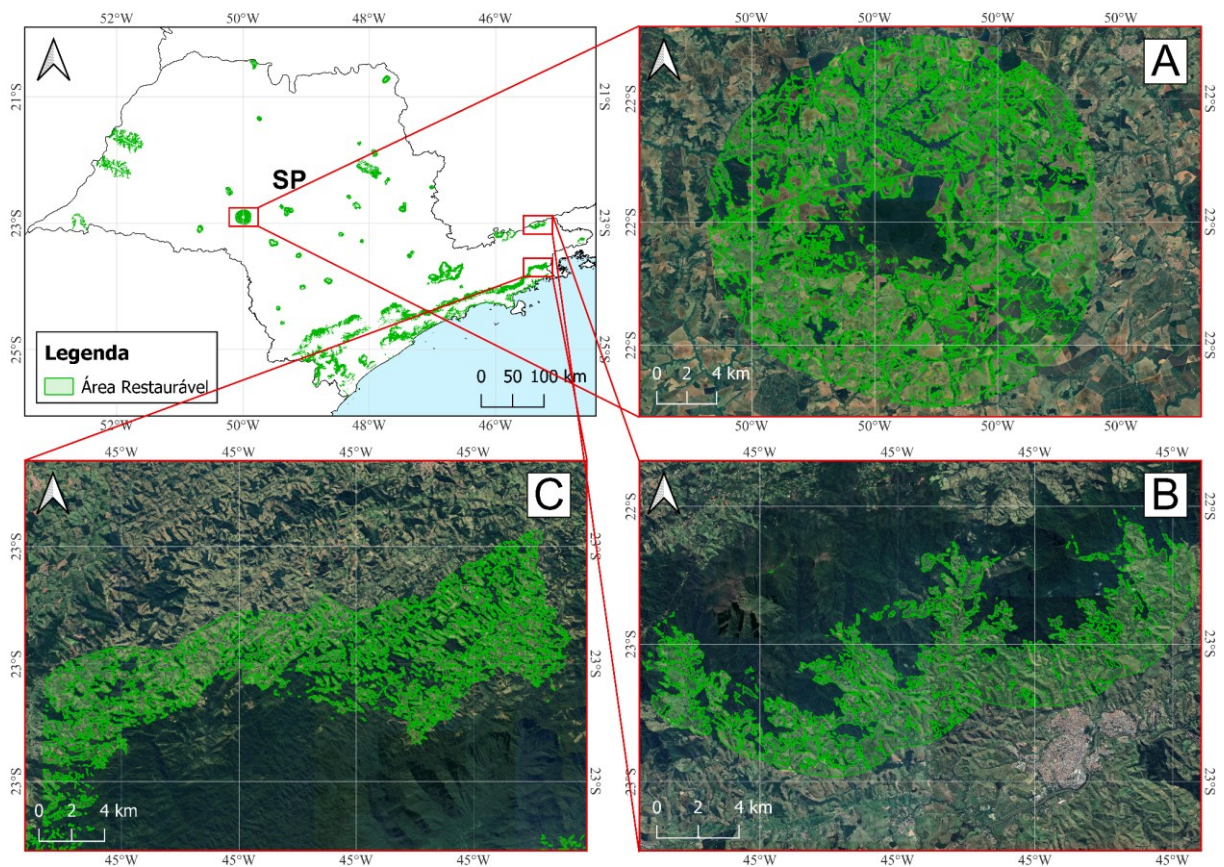
A distribuição do tamanho dos fragmentos restauráveis nas ZAs por categoria mostrou que 25% estão na faixa de 0 a 0,5 ha, totalizando 1.215,71 ha; 24% entre 0,5 a 1, com área total de 5.066,48 ha; 24% entre 1 a 2,5 ha, somando 11.071,31 ha; 11% entre 2,5 a 5 ha, com total de 11.612,85 ha e 16% acima de 5 ha, com 354.307,18 ha (Figura 8). Os três maiores contínuos de áreas restauráveis se localizam ao centro (Estação Ecológica Caetetus) e sul (Parque Estadual Serra do Mar e Monumento Natural Estadual da Mantiqueira Paulista) do Estado, com 28.248, 11.429 e 9.761 ha respectivamente (Figura 9).

FIGURA 8 - Distribuição do tamanho dos fragmentos de áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

FIGURA 9 - Áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral do estado de São Paulo e os maiores fragmentos restauráveis (Estação Ecológica Caetetus (A), Monumento Natural Estadual da Mantiqueira Paulista (B) e Parque Estadual Serra do Mar (C)).

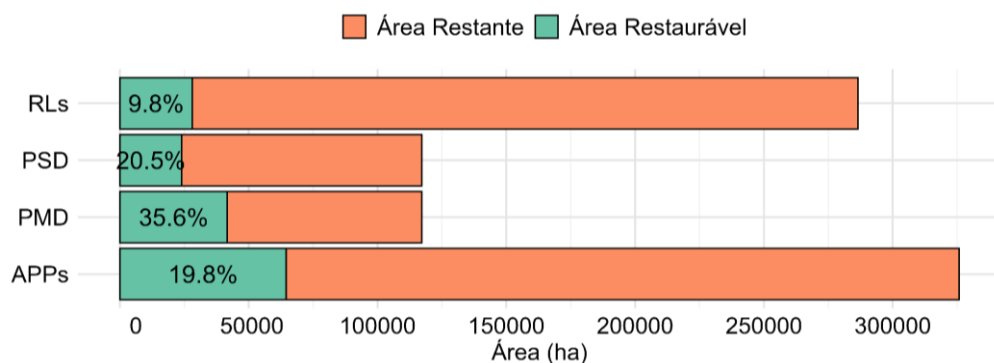


Fonte: Autoria própria.

Já a análise das áreas restauráveis nas ZAs, incluindo APPs, RLs e pastagens degradadas (moderada e severamente), ao todo apresentou 151.140,17 ha, o que representa 36,3% da área geral passível de restauração nas ZAs. Separado, as APPs revelaram o maior potencial de restauração, totalizando aproximadamente 64.526,90 ha, o que corresponde a 19,8% do total da área de APPs nas ZAs (325.752,13 ha). As áreas restauráveis em pastagens com degradação moderada somaram 41.683,35 ha, representando 35,6% da área total de pastagens (incluindo pastagens saudáveis, moderadamente degradadas e severamente degradadas) presentes no estudo, que totalizam 117.161,74 ha (50.891,46; 41.990,83; 24.279,45 ha respectivamente). Já as pastagens com degradação severa correspondem a 24.007,84 ha, o que equivale a 20,5% da área de pastagens. Por fim, as Reservas Legais contabilizam 28.059,58 ha de áreas restauráveis, representando 9,8% da área total das RLs (286.500,41 ha), conforme figura 10.

É importante destacar que esses números refletem uma estratificação das áreas restauráveis dentro das ZAs, considerando apenas áreas passíveis de restauração, e são, portanto, mais conservadores, uma vez que no geral as ZAs contêm áreas economicamente ativas, como agricultura e pastagem. Além disso, deve-se considerar que pode haver sobreposição entre APPs e RLs, o que impede a simples soma desses valores sem uma análise mais detalhada. No entanto, no caso das pastagens degradadas, não há sobreposição com APPs e RLs, uma vez que essas áreas foram ajustadas previamente, com as APPs e RLs recortadas e tratadas separadamente. Assim, as pastagens degradadas e as APPs/RLs são tratadas como categorias distintas.

FIGURA 10 - Áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, classificadas em Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs), Pastagens Severamente Degradadas (PSD) e Pastagens Moderadamente Degradadas (PMD).



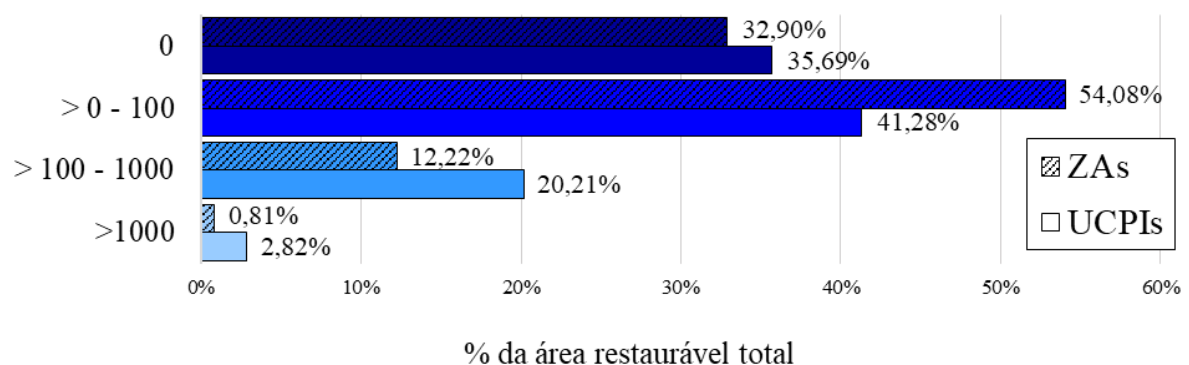
Fonte: Autoria própria.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS

5.3.1 Proximidade para Hidrografia (PROXHI)

A distância para as áreas passíveis de restauração em relação a hidrografia, que pode ser massa d'água, rede ou nascente (FBDS, 2017) variou de 0 a 3.607,89 m nas UCPIs, com média de 122,44 m. Nas ZAs, a distância variou entre 0 e 3.371,11 m, com uma média de 61,11 m. Entre as áreas restauráveis nas UCPIs, 35,69% (3.670 fragmentos) estavam a 0 m de distância, 41,28% (4.245) estavam a uma distância superior de 0 chegando a 100 m; 20,21% (2078) acima de 100 até 1000 m e 2,82% (290) acima de 1000 m. Já os fragmentos das ZAs, a maior parte apresentou uma distância superior de 0 com o máximo de 100 m equivalente a 54,08% (62.532); 32,90% (38.037) a uma distância de 0m; 12,22% (14.124) acima de 100m até 1000 m, e a 0,81% (935) acima de 1000m (Figura 11)

FIGURA 11 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação a hidrografia (massas d'água, rede ou nascentes).



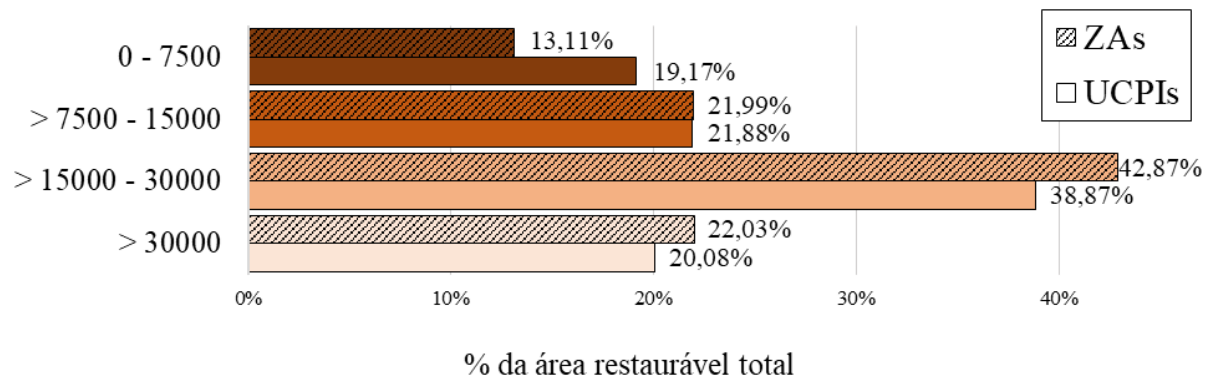
Fonte: Autoria própria.

5.3.2 Proximidade para Viveiro (PROXVI)

A proximidade das áreas passíveis de restauração em relação aos viveiros variou de 0 a 98.779,80 m nas UCPIs, com média de 21.138,50 m. Entre as áreas das UCPIs, 19,17% (1.971 fragmentos) estavam a distâncias entre 0 até 7500 m; 21,88% (2.250) apresentaram distância superior a 7.500 até 15.000 m; 38,87% (3.997) estavam a uma distância superior a 15.000 m até 30.000 m; e 20,08% (2.065) estavam acima de 30.000 m. Já nas ZAs, a distância variou entre 0 a 99.615,84 m, apresentando uma média de 22.107,52 m. Nas ZAs 13,11% (15.156) estavam a uma distância entre 0 a 7500 m, 21,99% (25.424) estavam a uma distância superior

a 7.500 m até 15.000 m, 42,87% (49.572) estava a uma distância superior a 15000 até 30000, e 22,03% (25.476) estavam acima de 30.000 m, conforme figura 12.

FIGURA 12 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação aos viveiros.

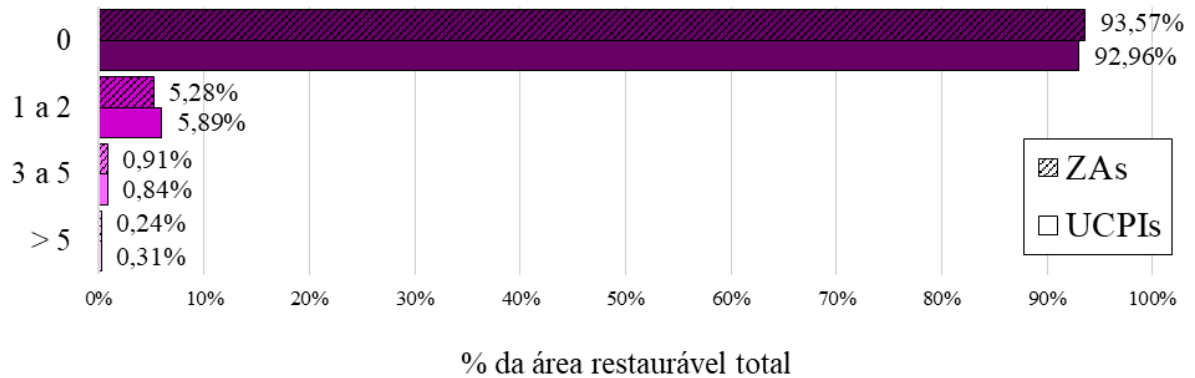


Fonte: Autoria própria.

5.3.3 Quantidade de Nascentes (QTNASC)

Nas áreas passíveis de restauração das UCPIs, a quantidade de nascentes variou de 0 a 58, com uma média de 0,13. A maioria dos fragmentos não apresentou nascentes (92,96%; 9.559 fragmentos), enquanto 5,89% (606 fragmentos) possuíam de 1 a 2 nascentes, 0,84% (86 fragmentos) tinham de 3 a 5 nascentes, e apenas 0,31% (32 fragmentos) apresentavam mais de 5 nascentes. Nas ZAs, a quantidade de nascentes variou de 0 a 301, com uma média de 0,11. De forma semelhante, a maior parte das áreas passíveis de restauração não possuía nascentes (93,57%; 108.194 fragmentos). Além disso, 5,28% (6.109 fragmentos) apresentavam de 1 a 2 nascentes, 0,91% (1.052 fragmentos) tinham de 3 a 5 nascentes, e 0,24% (273 fragmentos) registraram mais de 5 nascentes, conforme ilustrado na figura 13.

FIGURA 13 - Distribuição quantidade de nascentes contidas nas áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

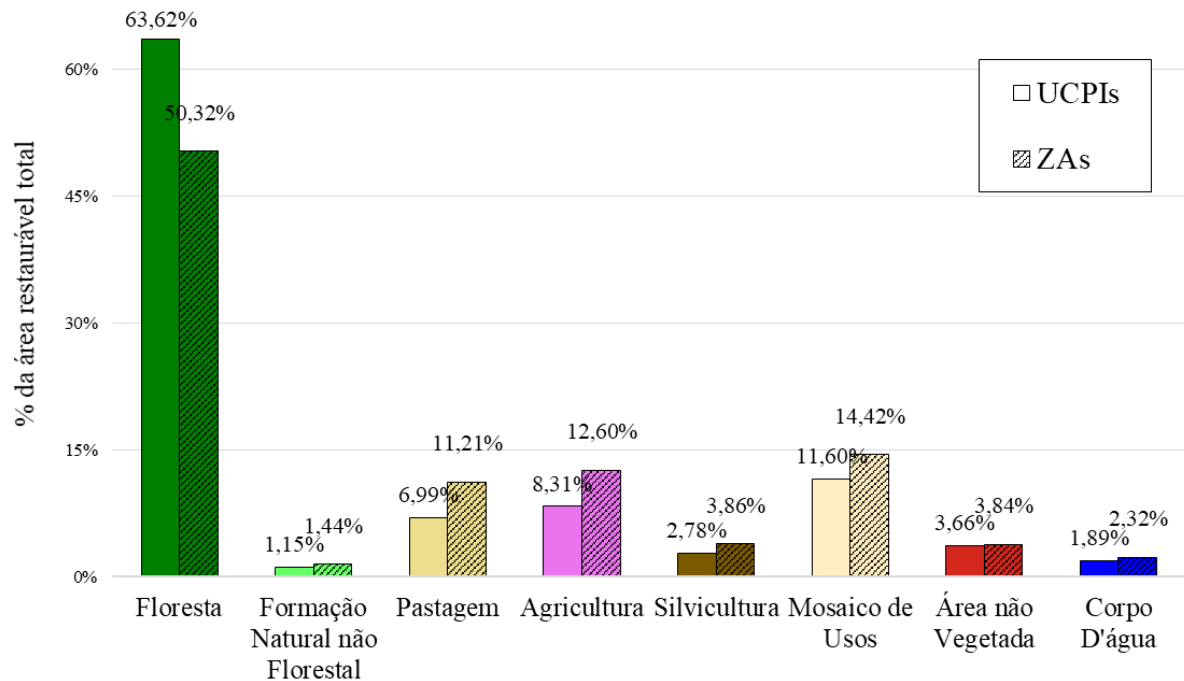
5.3.4 Presença de APP (APP)

Do total de fragmentos de áreas passíveis de restauração nas UCPIs, 58,95% (6.062 fragmentos) possuem a presença de algum tipo de APP, incluindo APPs hídricas, de declividade ou de altitude, em seu território. As ZAs também apresentam características semelhantes, com a presença de APPs em 72,06% (83.325) da quantidade total de fragmentos passíveis de restauração.

5.3.5 Uso e Cobertura do Solo ao Redor (USOCSR)

A classe florestal representou a maior proporção da área total ao entorno dos 5 km das áreas passíveis de restauração nas UCPIs, com 63,62% (1.529.232,15 ha) e as ZAs apresentaram 50,32% (2.088.289,45 ha). As formações naturais não florestais corresponderam a 1,44% e 1,15% (27.560,82 e 59.614,52 ha), respectivamente. Pastagens ocupam 6,99% e 11,21% (167.911,25 e 465.046,27 ha), enquanto as áreas agrícolas somaram 8,31% e 12,60% (199.821,39 e 522.955,26 ha). A silvicultura apresentou 2,78% e 3,86% (66809,14 e 160037,68 ha), e o mosaico de usos foi mais expressivo nas ZAs (14,42% ou 278.887,03 ha) em comparação às UCPIs (11,60% ou 598.263,63). Áreas não vegetadas e corpos d'água mostraram percentuais semelhantes entre as categorias, variando entre 3,66% e 3,84% (87.984,84 e 159.365,83 ha), e entre 1,89% e 2,32% (45.526,33 e 96.280,76 ha), respectivamente (Figura 14).

FIGURA 14 - Distribuição da proporção dos tipos de uso e cobertura do solo no entorno de 5 km ao redor do centroide das áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

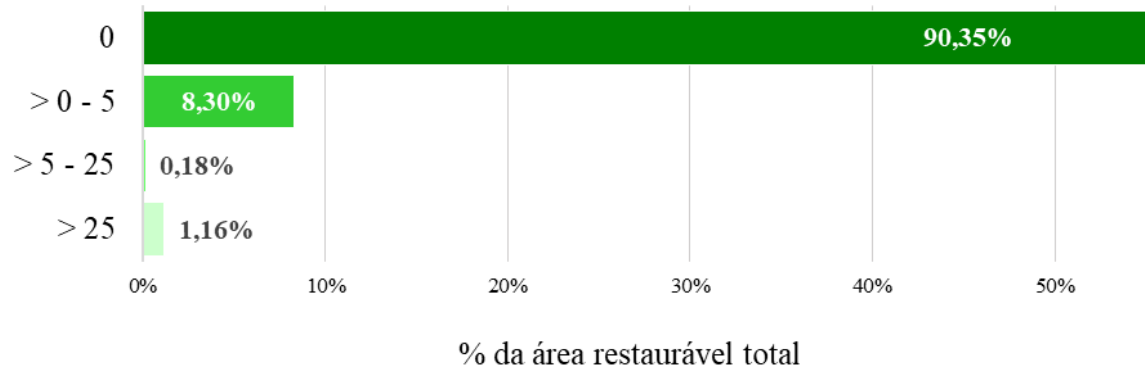


Fonte: Autoria própria.

5.3.6 Proximidade de Remanescente de Vegetação Nativa (PROXVN)

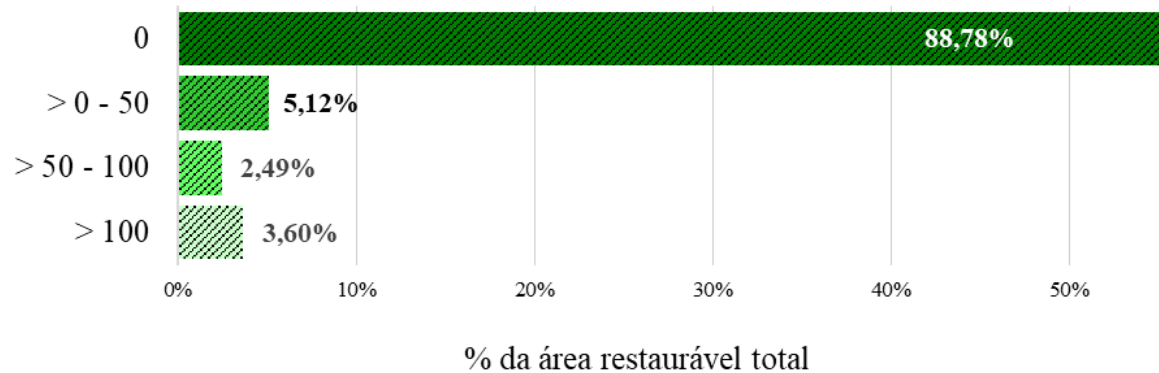
As áreas passíveis de restauração nas UCPIs apresentaram distâncias variando de 0 m, ou seja, áreas já inseridas em remanescentes de vegetação nativa, até 163,92 m, com média de 0,57 m. Desses fragmentos, 90,35% (9.291) estavam a 0 m, seguidos por 8,30% (854) com distâncias superiores a 0 e até 5 m, 0,18% (19) com distâncias maiores que 5 e até 25 m, e 1,16% (119) com distâncias superiores a 25 m, conforme figura 15. Nas ZAs, as distâncias variaram de 0 a 2.399,75 m, com uma média de 12,31 m. A maioria dos fragmentos (88,78%; 102.659) apresentava distância de 0 m. Já aqueles com distâncias superiores a 0 m até 50 m representaram 5,12% (5.924); de 50 m a 100 m, somaram 2,49% (2.879); e os fragmentos com distâncias maiores que 100 m corresponderam a 3,60% (4.166) (Figura 16).

FIGURA 15 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo em relação aos remanescentes de vegetação nativa.



Fonte: Autoria própria.

FIGURA 16 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo em relação aos remanescentes de vegetação nativa.



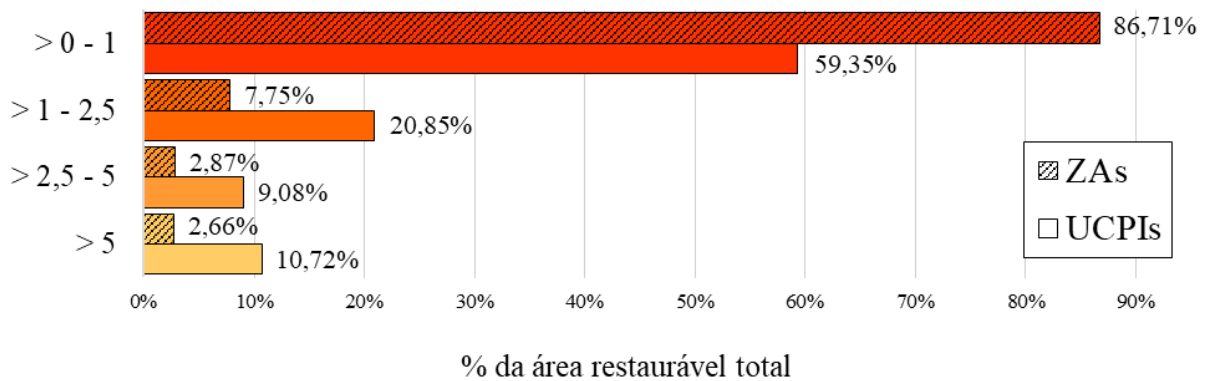
Fonte: Autoria própria.

5.3.7 Tamanho da Mancha (TAMMA)

O tamanho das manchas de áreas passíveis de restauração nas UCPIs variou de 0,0001 a 1228,68 ha, com média de 3,30 ha e mediana de 0,73 ha. Em termos de distribuição, 59,35% (6.103 fragmentos; 1768,10 ha totais) possuem tamanhos maiores que 0 até 1 ha, seguido de 20,85% (2.144; 3361,77 ha) entre 1 a 2,5 ha, 9,08% (934; 3220,22 ha) entre 2,5 a 5 ha, e 10,72% (1.102; 25623,31 ha) maiores que 5 ha. Já nas ZAs, a variação foi de 0,0001 a 4846,29 ha, com média de 1,31 ha e mediana de 0,07. Cerca de 86,71% (100.263; 15947,33 ha) das áreas

passíveis de restauração em valores maiores que 0 até 1 ha, 7,75% (8.962; 13997,53 ha) entre 1 a 2,5 ha, 2,87% (3.322; 11514,48) entre 2,5 a 5 ha, e por fim, 2,66% (3.081; 109681,29 ha), conforme apresentado na figura 17.

FIGURA 17 - Distribuição dos tamanhos das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

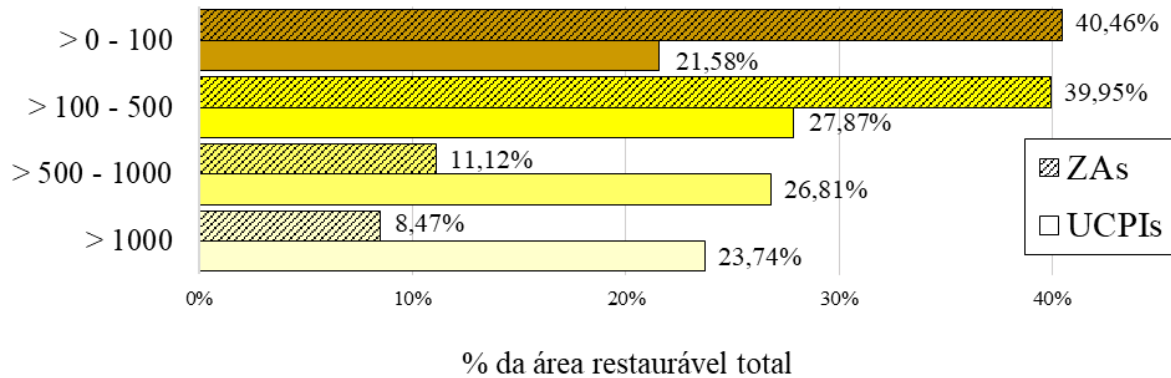


Fonte: Autoria própria.

5.3.8 Comprimento da Borda (COBORD)

O comprimento da borda dos fragmentos de áreas passíveis de restauração nas UCPIs variou de 0,024 a 127.138,91 m², com média 980,09. Para a distribuição, cerca de 21,58% (2.219 fragmentos) apresentaram valores maiores que 0 até 100 m², seguido de 27,87% (2.866) com mais que 100 a 500 m², 26,81% (2.757) com mais que 500 a 1000 m², e 23,74% (2441) maiores que 1000 m². Já o comprimento da borda dos fragmentos restauráveis nas ZAs, variou de 0,00 a 680115,44 m², com média de 480,49 m². Maioria dos fragmentos (40,46%; 46.779 fragmentos) apresentaram comprimentos maiores que 0 até 100 m², seguido de 39,95% (46.190) maiores que 100 até 500 m², 11,12% com mais que 500 até 1000 m², e 8,47% (9799) com mais de 1000 m² (Figura 18).

FIGURA 18 - Distribuição dos comprimentos das bordas das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.



Fonte: Autoria própria.

5.3.9 Bioma (BIOM)

Nos diferentes biomas analisados, a maioria da área total passível de restauração foi identificada na Mata Atlântica, representando 94,63% (32.149,32 ha) nas UCPIs e 94,88% (143.399,15 ha) nas ZAs. Em contraste, o Cerrado apresentou uma contribuição bastante reduzida, com apenas 5,37% (1.823,35 ha) e 5,12% (7.741,41 ha). Em relação à quantidade de fragmentos de áreas passíveis de restauração, observou-se que, nas UCPIs, apenas 0,42% dos fragmentos apresentaram os dois biomas em sua composição. A maioria, 90,90%, está inserida no bioma Mata Atlântica, enquanto 8,68% pertence ao bioma Cerrado. De forma semelhante, nas ZAs, a maior parte dos fragmentos está associada ao bioma Mata Atlântica (92,91%), com uma menor proporção no bioma Cerrado (6,83%) e fragmentos contendo ambos os biomas (0,26%).

5.3.10 Fitofisionomia Vegetal (FITVEG)

Na fitofisionomia vegetal, a Floresta Ombrófila Densa apresentou a maior proporção de áreas passíveis de restauração, com 58,16% (6303,99 ha) nas UCPIs e 49,89% (13941,72 ha) nas ZAs. Em seguida, destacou-se a Formação Pioneira com Influência Fluvial, com 12,11% (1313,74 ha) nas UCPIs e 22,61% (6319,17 ha) nas ZAs. Na Savana Gramíneo-lenhosa, 8,13% (882,38 ha) e 0,02% (5,85 ha), na Floresta Estacional Semidecidual 6,61% (717,40 ha) e 15,10% (4219,89 ha), na Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas 4,72% (512,24 ha) e 5,19% (1451,47 ha), e no Refúgio Ecológico 4,66% (505,93 ha) e 3,11% (870,36 ha),

respectivamente. Por fim, as demais fitofisionomias juntas somaram 4,92% (607,37 ha) nas UCPIs e 3,69% (1135,48 ha) nas ZAs (Tabela 10).

TABELA 10 - Distribuição da proporção e hectares das fitofisionomias vegetais das áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

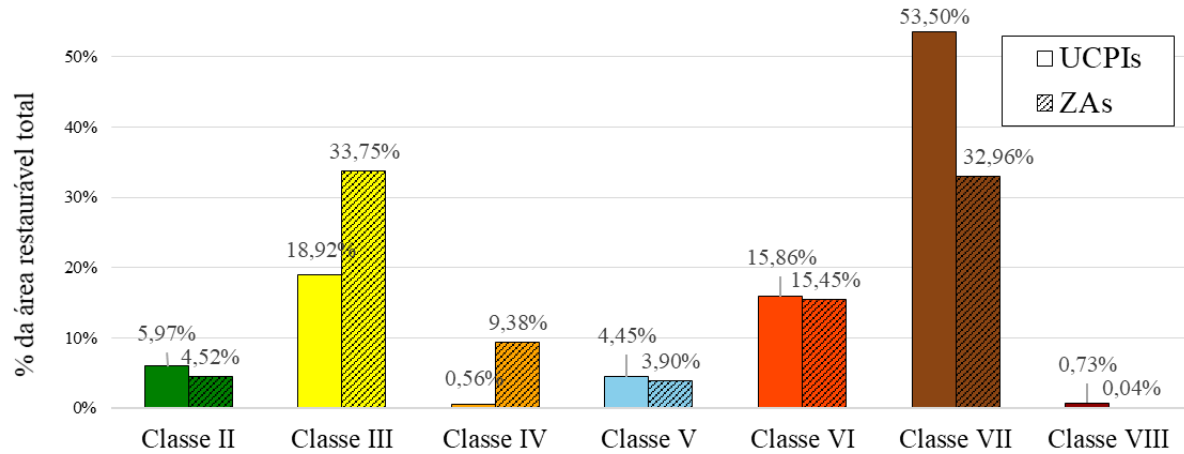
Fitofisionomia Vegetal	UCPIs (ha)	UCPIs (%)	ZAs (ha)	ZAs (%)
Floresta Ombrófila Densa	6309,99	58,16%	13941,72	49,89%
Formação Pioneira com Influência Fluvial	1313,74	12,11%	6319,67	22,61%
Savana Gramíneo-lenhosa	882,38	8,13%	5,85	0,02%
Floresta Estacional Semidecidual	717,40	6,61%	4219,89	15,10%
Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas	512,24	4,72%	1451,47	5,19%
Refúgio Ecológico	505,93	4,66%	870,36	3,11%
Floresta Ombrófila Mista	201,61	1,86%	534,54	1,91%
Savana Arborizada	186,55	1,72%	246,37	0,88%
Savana Florestada	145,86	1,34%	251,48	0,90%
Formação Pioneira com Influência Fluviomarinha	73,35	0,68%	103,09	0,37%
Floresta Estacional Decidual	0,00	0,00%	1,79	0,01%

Fonte: Autoria própria.

5.3.11 Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas (CPUSTA)

Na distribuição das classes de capacidade potencial de uso das terras agrícolas destacou-se a Classe VII, nesta as UCPIs possuem 53,50% (17924,66 ha) da área restaurável total e as ZAs possuem 32,96% (48737,28 ha). A Classe III foi a segunda mais expressiva, com 18,92% (6340,54 ha) nas UCPIs e 33,75% nas ZAs (49894,45 ha). A Classe II correspondeu a 5,97% (2000,99 ha) das áreas e 4,52% (6677,65 ha), enquanto a classe IV apresentou 0,56% (187,07 ha) e 9,38% (13870,45 ha). Já a classe V revelou 4,45% (1490,37) nas e 3,90% (5769,49 ha), e a classe VI representou 15,86% (5315,34 ha) e 15,45% (22844,21 ha), respectivamente. Por fim, a classe VIII foi a menos expressiva, com 0,73% (244,68 ha) nas UCPIs e 0,04% (53,52 ha) nas ZAs (Figura 19).

FIGURA 19 - Distribuição das classes de capacidade potencial de uso das terras agrícolas nas áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

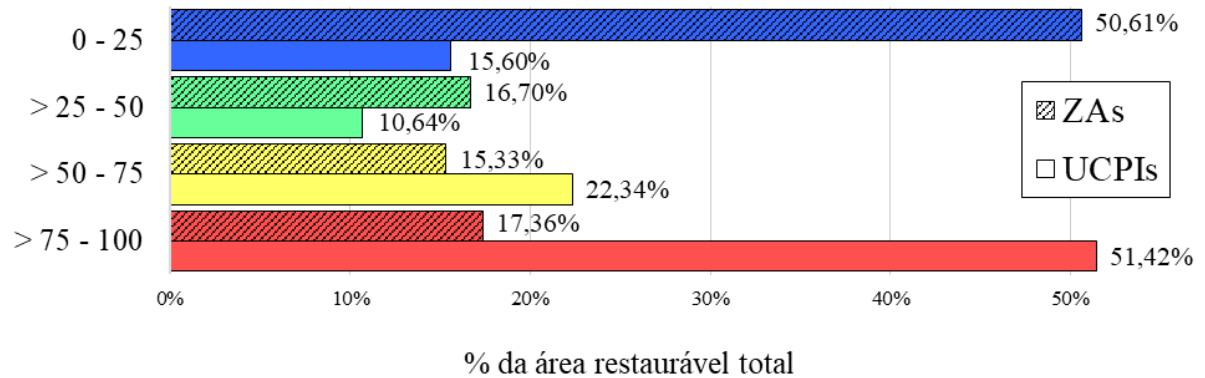


Fonte: Autoria própria.

5.3.12 Probabilidade de Regeneração Natural (PROBRN)

A distribuição da probabilidade de regeneração natural para a totalidade da área passível de restauração nas UCPIs revelou os seguintes resultados: 51,42% (14.047,63 ha) apresentam probabilidade superior a 75% até 100%; 22,34% (6.103,23 ha) possuem probabilidade superior a 50% até 75%; 10,64% (2.905,71 ha) estão na faixa de valores superiores a 25% até 50%; e 15,60% (4.260,48 ha) possuem probabilidade entre 0% e 25%. Para as ZAs, 17,36% (23.454,58 ha) apresentam probabilidade superior a 75% até 100%, 15,33% (20.699,95 ha) possuem probabilidade superior a 50% até 75%, 16,70% (22.552,07 ha) estão na faixa de valores superiores a 25% até 50% e 50,61% (68.365,45 ha) possuem probabilidade entre 0% e 25%. Ambos os resultados podem ser observados na figura 20.

FIGURA 20 - Distribuição das probabilidades de regeneração natural das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

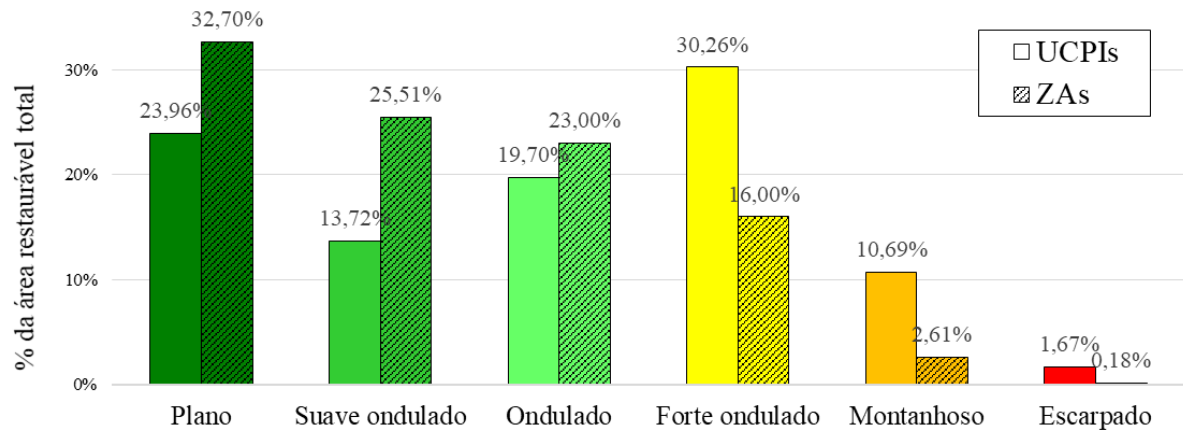


Fonte: Autoria própria.

5.3.13 Declividade (DECLIV)

A maior parte da área total passível de restauração nas UCPIs está concentrada na classe forte ondulado, com 30,26% (10.266,09 ha), seguida pela classe plano, com 23,96% (8.128,12 ha). As outras classes correspondem a ondulado com 19,70% (6.684,70 ha), suave ondulado com 13,72% (38.527,85 ha), montanhoso com 10,69% (3.937,24 ha) e escarpado com 1,67% (275,39 ha). Nas ZAs, a classe plana foi a mais predominante, representando 32,70% (49.394,53 ha), seguida pela classe suave ondulado, com 25,51% (38.527,85 ha). A seguir, destacam-se as classes ondulado com 23,00% (34.742,26 ha) e forte ondulado com 16,00% (24.174,79 ha), enquanto as classes montanhoso e escarpado ocuparam, respectivamente, 2,61% (3.937,24 ha) e 0,18% (275,39 ha) da área, conforme pode ser visto na figura 21.

FIGURA 21 - Distribuição das classes de relevo nas áreas passíveis de restauração nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo.

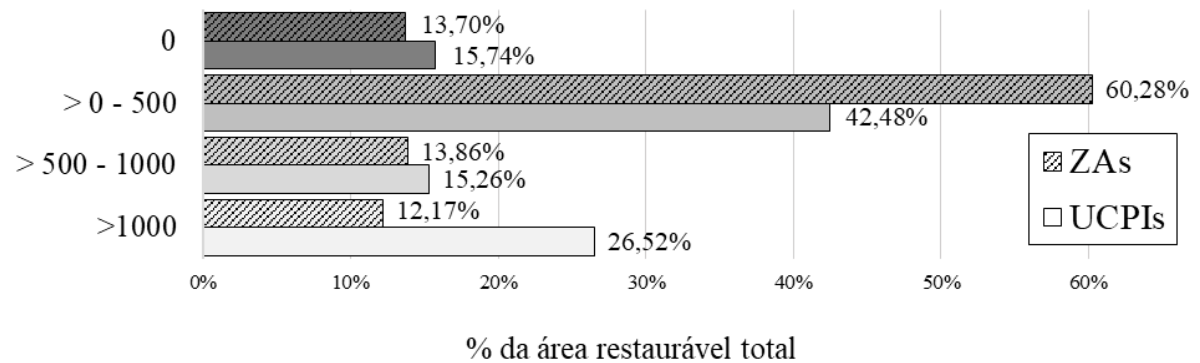


Fonte: Autoria própria.

5.3.14 Proximidade para Vias de Acesso (PROXVIA)

A proximidade das áreas passíveis de restauração em relação às vias de acesso, variou de 0 a 10.621,73 m, com média de 820,27 m nas UCPIs. A distribuição das distâncias foi de 15,74% (1.619) das áreas estavam a 0 m de distância; 42,48% (4.368) apresentaram distância superior a 0 até 500 m; 15,26% (1.569) estavam a uma distância superior a 500 até 1.000 m; e 26,52% (2.727) estavam a uma distância acima de 1.000 m. Já nas ZAs, a distância variou de 0 a 7.102,17 m, com média de 415,69 m. Cerca de 13,70% (15.841) dos fragmentos de áreas passíveis de restauração estavam a 0 m de distância; 60,28% (69.695) apresentaram distância superior a 0 m até 500 m; 13,86% (16.024) estavam a uma distância superior a 500 m até 1.000 m; e 12,17% (14.068) estavam acima de 1.000 m (Figura 22).

FIGURA 22 - Distribuição das distâncias das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação às vias de acesso.



Fonte: Autoria própria.

5.4 IDENTIFICAÇÃO DA ESTRUTURA FUNDIÁRIA DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS

De acordo com os dados da Fundação Florestal (2023), as áreas passíveis de restauração nas UCPIs estão subdivididas entre três diferentes domínios. O domínio público representa 31,42% dos fragmentos (4.006) e 46,70% da área total restaurável (15.866,80 ha), com uma proporção de 4,70% em relação à área total por categoria de domínio. No domínio particular, 17,16% dos fragmentos (2.188) correspondem a 25,32% da área restaurável (8.600,70 ha), com proporção de 5,01%. Já no domínio indefinido, 51,42% dos fragmentos (6.556) abrangem 27,98% da área restaurável (9.506,56 ha), apresentando proporção de 2,02% (Tabela 11).

TABELA 11 - Distribuição das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, de acordo com o domínio fundiário, apresentando a quantidade e a porcentagem de fragmentos, a área total restaurável (em hectares e porcentagem), e a proporção, que representa a razão entre a área restaurável e a área total das propriedades em cada tipo de domínio fundiário.

Domínio	Quantidade		Hectares		Proporção %
	n°	%	n°	%	
Pública	4.006	31,42%	15.866,80	46,70%	4,70%
Particular	2.188	17,16%	8.600,70	25,32%	5,01%
Indefinida	6.556	51,42%	9.506,56	27,98%	2,02%

Fonte: Autoria própria.

Já para as ZAs, as áreas passíveis de restauração estão concentradas principalmente nas grandes propriedades, que representam 47,92% dos fragmentos restauráveis (79.907) e 75,88% da área total restaurável (114.684,55 ha), com uma proporção de 11,44% em relação à área total dessas propriedades por categoria dentro das ZAs. As pequenas e médias propriedades somam apenas 0,06% dos fragmentos (93) e menos de 0,01% da área restaurável (0,52 ha), com as maiores proporções de área restaurável, 23,28% e 23,20%, respectivamente. Já as propriedades classificadas como "N/A" correspondem a 52,03% dos fragmentos (86.758) e 24,12% da área restaurável (36.457,58 ha), com uma proporção de 18,65% (Tabela 12).

TABELA 12 - Distribuição das áreas passíveis de restauração nas zonas de amortecimento das Unidades de Conservação de Proteção Integral no estado de São Paulo, de acordo com o tamanho das propriedades, apresentando a quantidade e a porcentagem de fragmentos, a área total restaurável (em hectares e porcentagem), e a proporção, que representa a razão entre a área restaurável e a área total das propriedades em cada categoria de tamanho.

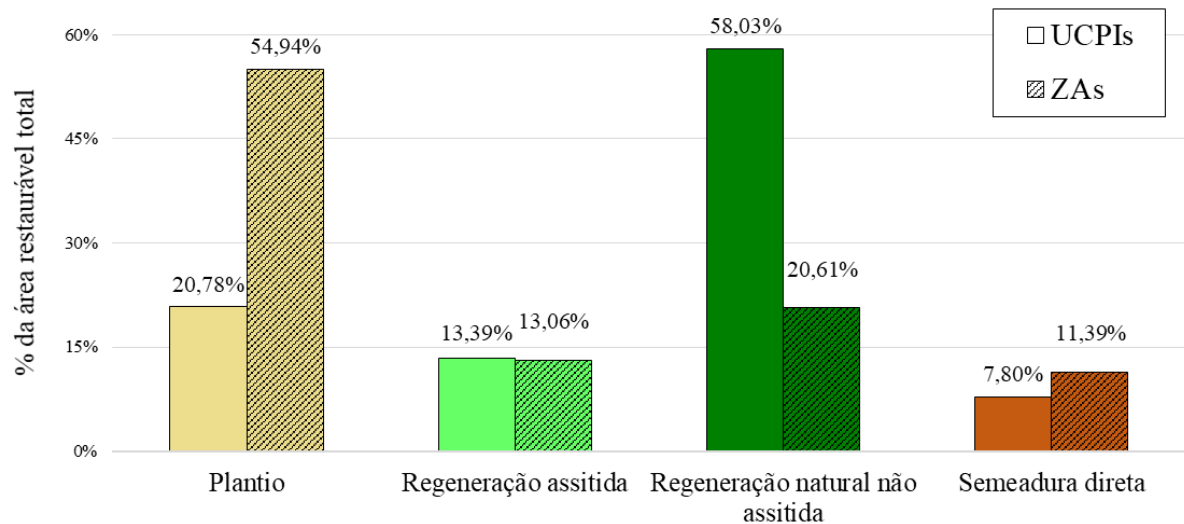
Tamanho da Propriedade	Quantidade		Hectares		Proporção %
	nº	%	nº	%	
Pequena	42	0,03%	0,06	0,00%	23,28%
Média	51	0,03%	0,46	0,00%	23,20%
Grande	79.907	47,92%	114.684,55	75,88%	11,44%
N/A	86.758	52,03%	36.457,58	24,12%	18,65%

Fonte: Autoria própria.

5.5 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO

Para as UCPIs, os métodos predominantes foram a regeneração natural não assistida, que correspondeu a 58,03% (15.852,58 ha) da área total restaurável, seguido pelo plantio com 20,78% (5.675,34 ha). A regeneração assistida e a semeadura direta representaram proporções menores, com 13,39% (3.658,35 ha) e 7,80% (2.130,77 ha), respectivamente. Já nas ZAs, o plantio foi o método mais prevalente, abrangendo 54,94% (74.203,22 ha) da área restaurável, enquanto a regeneração natural não assistida foi responsável por 20,61% (2.7841,05 ha). Os métodos de regeneração assistida e semeadura direta somaram 13,06% (17.637,36 ha) e 11,39% (15.390,41), respectivamente, conforme ilustrado na figura 23.

FIGURA 23 - Distribuição da proporção das áreas passíveis de restauração em Unidades de Conservação de Proteção Integral e suas zonas de amortecimento no estado de São Paulo em relação aos possíveis métodos de restauração a serem empregados.



Fonte: Autoria própria.

6 DISCUSSÃO

6.1 QUANTIFICAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS EM UCPIs E ZAS

Após avaliar as particularidades e limitações de cada base de dados, a Coleção 8.0 foi considerada a mais adequada para identificar áreas restauráveis, com a discussão completa no Anexo II. A partir dessa base, foram identificados 185.113,57 ha passíveis de restauração nas UCPIs e ZAs do estado de São Paulo, o que representa 12,34% da meta de 1,5 milhão de hectares do Plano de Ação Climática de SP. As UCPIs somam 33.973,40 ha (3,72% da área total) de áreas passíveis de restauração, com potencial de ampliar a vegetação nativa em 3,90%, passando de 95,36% para 99,26%, enquanto as ZAs totalizam 151.140,17 ha (36,3%), distribuídos entre 64.527 ha de APPs, 41.683 ha de pastagens moderadamente degradadas, 24.007 ha de pastagens severamente degradadas e 28.060 ha em RLs, podendo elevar a cobertura vegetal em 16,43%, evoluindo de 56,52% para 72,95%. Ressalta-se que esses valores consideram apenas as UCPIs estaduais e suas ZAs, enquanto as UCUSs estaduais apresentam uma área total quase 3x maior (2.578.804 ha), segundo o CNUC (MMA, 2023), o que poderia aumentar ainda mais o potencial de restauração. Esse valor poderia ser ainda maior caso fossem consideradas as unidades federais e municipais, não incluídas neste estudo.

Essas divisões no quantitativo de áreas passíveis de restauração estão fortemente alinhadas à nova estruturação das metas estabelecidas no Planaveg 2.0 (PLANAVEG, 2024), que delimita três frentes principais para a restauração dos 12 milhões de hectares em território nacional: a restauração de APPs e RLs, que está incluída nos 9 milhões de hectares destinados à regularização ambiental.; as pastagens degradadas, que representam um grande potencial para a restauração produtiva, integrando-se à estratégia de recuperação de 1 milhão de hectares em áreas rurais de baixa produtividade; e as áreas restauráveis dentro de UCs, que fazem parte dos 2 milhões de hectares previstos para restauração em territórios públicos, como UCs e TIs. Os resultados aqui apresentados dialogam com essa estruturação e indicam a possibilidade de expandir essa abordagem para outros estados e tipo de UCs, o que pode contribuir para a implementação e gestão mais eficaz de políticas públicas voltadas à restauração ecológica.

As classes de pastagem e mosaico de usos foram selecionadas como as melhores para restauração, pois apresentam grande degradação ambiental e maior viabilidade para recuperação ecológica (Parente *et al.*, 2019; Dos Santos *et al.*, 2024). Pastagens, em especial, são frequentemente áreas subutilizadas, com baixo retorno econômico, enquanto o mosaico de usos indica uma transição entre diferentes usos da terra, como agricultura e pecuária (Dos Santos *et al.*, 2022). Além disso, pastagens convertidas em florestas possuem um maior potencial para aumentar o estoque de carbono do que áreas agrícolas convertidas, devido às diferenças nas dinâmicas de uso do solo e no potencial de acúmulo de biomassa (Murty *et al.*, 2002; Jiang *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2024). Pastagens também apresentam menores custos de oportunidade para restauração, especialmente as de baixa produtividade, pois possuem menor valor econômico. Em contraste, as terras agrícolas tendem a ser mais rentáveis, tornando sua conversão para florestas mais complexa e financeiramente custosa, devido às perdas econômicas envolvidas nesse processo (Molin *et al.*, 2018; Brancalion *et al.*, 2019a; Brancalion *et al.*, 2019b).

Apesar de possuir áreas passíveis de restauração, nossos resultados confirmam a grande eficiência das UCPIs na preservação da vegetação nativa, evidenciada pela baixa presença de áreas antrópicas dentro dessas unidades, um padrão já amplamente discutido na literatura (Andam *et al.*, 2008; Fonseca; Venticinque, 2018; De Souza *et al.*, 2024). Esse efeito protetor também se reflete em estudos sobre a rede de áreas protegidas brasileiras, que apontam uma redução de até quatro vezes no risco de destruição da vegetação em comparação com áreas desprotegidas (Gonçalves-Souza *et al.*, 2021). Entretanto, as ZAs no entorno das UCPIs apresentaram grandes áreas degradadas e passíveis de restauração, evidenciando uma

ineficiência na proteção das áreas de transição. Estudos prévios já apontaram que as ZAs tendem a ser mais degradadas do que o interior das UCs (Oliveira; Carvalho-Ribeiro; Maia-Barbosa, 2020; Silva *et al.*, 2021; Gonçalves-Souza *et al.*, 2021) e, em alguns casos, podem apresentar níveis de degradação semelhantes aos de áreas desprotegidas (Almeida-Rocha; Peres, 2021). Análises nos biomas Cerrado e Mata Atlântica também mostram que a perda de vegetação é maior nos 5 km próximos às UCs, estabilizando-se em distâncias maiores que 10 km, o que torna as ZAs mais vulneráveis que as UCs (Gonçalves-Souza *et al.*, 2021). Além disso, projeções futuras preveem um aumento da degradação nas ZAs, o que pode comprometer a integridade das próprias UCs ao longo do tempo (Oliveira *et al.*, 2019).

Ainda, estudos indicam que a degradação é mais intensa em ZAs ao redor de pequenas UCs (<5.000 ha), uma vez que essas áreas estão associadas a maiores pressões antrópicas (Lapola *et al.*, 2020; Almeida-Rocha; Peres, 2021), que correspondem a mais de 60% das unidades analisadas neste estudo. As UCPIs tendem a sofrer maior degradação do que as UCs de uso sustentável, padrão que pode explicar o alto grau de degradação em nossas ZAs, possivelmente devido ao efeito de deslocamento, em que a proibição de atividades dentro das UCPIs aumenta a pressão sobre as ZAs, intensificando sua conversão para agricultura e pecuária, conforme relatado por Almeida-Rocha e Peres (2021).

Assim, a restauração das ZAs possui um grande potencial para ampliar a conectividade entre UCs, fortalecendo a integridade ecológica dessas áreas (Moraes; Mello; Toppa, 2017; Almeida-Rocha; Peres, 2021; De Souza *et al.*, 2024). Estudos globais de Saura *et al.* (2019) indicaram que, embora a conectividade das áreas protegidas tenha aumentado de 6,5% em 2010 para 7,7% em 2018, as Metas de Aichi não seriam atingidas até 2020. No Brasil, esse cenário se confirmou, uma vez que ainda há extensas áreas pouco conectadas entre UCs, com fragmentos de vegetação cada vez menores e as UCs mais isolados (Oliveira; Carvalho-Ribeiro; Maia-Barbosa, 2020; Almeida-Rocha; Peres, 2021; Silva *et al.*, 2021). Essa discrepância evidencia a necessidade urgente de intensificar ações de restauração, uma estratégia que, além de promover a conservação da biodiversidade, é essencial para alcançar os objetivos dessas metas – especialmente da Meta 11, que prevê redes de UCs interligadas para garantir a preservação da biodiversidade até 2050 (CDB, 2020).

As ações de restauração, no entanto, vão além da simples conversão de áreas degradadas em vegetação florestal ou outro uso do solo; elas abrangem também estratégias para melhorar a funcionalidade ecológica das paisagens já em uso (Feltran-Barbieri; Féres, 2021; Dos Santos

et al., 2024). No caso das pastagens, isso envolve não apenas a mudança no uso do solo, mas também a implementação de práticas voltadas para a reestruturação e revitalização das pastagens degradadas. Entre essas práticas, destacam-se o manejo rotacionado, a introdução de espécies forrageiras mais adaptadas e a recuperação da fertilidade do solo (Yang *et al.*, 2019; Teutscherová *et al.*, 2021; Lyons *et al.*, 2023). Além de mitigar os impactos ambientais e potencializar o sequestro de carbono—por meio do aumento da matéria orgânica e da estimulação da atividade microbiana—essa abordagem também oferece benefícios econômicos substanciais (Dos Santos *et al.*, 2024; Gianetti; De Souza, 2024). Estimativas realizadas por Feltran-Barbieri e Féres (2021) sugerem que a recuperação de 12 milhões de hectares de pastagens degradadas no Brasil poderia resultar na produção adicional de 17,7 milhões de bovinos, o que ajudaria a reduzir a pressão para a expansão de novas áreas.

A degradação das APPs e RLs nas ZAs é outra preocupação deste estudo. Identificamos que cerca de 20% das APPs (64.527 ha) e quase 10% das RLs (28.060 ha) possuem áreas passíveis de restauração, considerando apenas pastagens e mosaicos de uso, embora estudos relatam a expressiva presença agrícola nessas áreas (Oliveira *et al.*, 2017; De Souza *et al.*, 2024), o que sugere um potencial ainda maior. A recuperação dessas APPs e RLs é fundamental não apenas para a provisão de serviços ecossistêmicos, como regulação hídrica (Biggs *et al.*, 2019; Mohan *et al.*, 2022) e conservação da biodiversidade (Metzger *et al.*, 2019; Degaspari *et al.*, 2025), mas também para o cumprimento das exigências legais (Brasil, 2012) e das diretrizes ambientais (PLANAVEG, 2024). Estudos como o de Oliveira *et al.* (2017) demonstram também que restaurar essas áreas pode impulsionar a conectividade em UCs, aumentando as áreas nucleares dos fragmentos, a continuidade da vegetação e reduzindo a fragmentação. Além disso, a restauração das RLs dentro das ZAs ajudaria a diminuir os déficits dessas áreas nas propriedades rurais, que, segundo Tavares *et al.* (2019), somam 13.351,68 ha de acordo com a aplicação do Art.68 do Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012) e 25.490,70 sem aplicação do artigo (considerando apenas as propriedades que intersectam mais de 50% de suas áreas com as ZAs). Assim, as áreas restauráveis identificadas nas RLs das ZAs poderiam liquidar esse déficit e ainda serem usadas para compensação de outras RLs, reforçando a importância dessas iniciativas para a regularização ambiental e a conservação ecológica.

Nesse contexto, a adoção de programas voluntários de incentivo à restauração, como o PRA, facilita a recomposição das áreas de APPs e RLs, uma vez que oferece suporte técnico e financeiro aos proprietários, incentivando a recuperação de áreas degradadas e a regularização fundiária (Brasil, 2012). Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) são uma estratégia eficiente para

restaurar APPs e RLs, conciliando conservação e produção sustentável (ROSATI; BOREK; CANALI, 2021; DE MENDONÇA *et al.*, 2022). A legislação vigente (Brasil, 2012) e a Resolução Estadual 189 (São Paulo, 2018) autorizam o manejo sustentável nessas áreas, incluindo o plantio de espécies nativas e, em alguns casos, exóticas em RLs. As agroflorestas favorecem assim a recuperação da vegetação nativa, com a melhoria da qualidade do solo (Eddy; Yang, 2022; Fahad *et al.*, 2022), aumentam a biodiversidade (Marsden *et al.*, 2020), promovem a infiltração de água e reduzem a erosão (Du *et al.*, 2022; Fahad *et al.*, 2022), enquanto possibilitam a comercialização de produtos não madeireiros, como frutas, sementes e óleos (Giudice *et al.*, 2020; Shennan-Farpón *et al.*, 2022). Ainda, os SAFs desempenham um papel crucial no sequestro de carbono, aumentando os estoques de carbono na biomassa e no solo, especialmente em áreas convertidas de áreas antropizadas, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (Stefano; Jacobson, 2018; Siqueira *et al.*, 2020; Mayer *et al.*, 2022)

Outra iniciativa relevante para a restauração dessas áreas degradadas é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que, diferentemente do PRA, pode ser aplicado também em áreas fora de APPs e RLs, como pastagens degradadas (Brasil, 2021). Há também programas de crédito rural, como o Programa de Agricultura de Baixo Carbono (ABC), Programa Nacional da Agricultura Familiar (Pronaf), Programa Nacional do Médio Produtor (Pronamp), entre outros, que incentivam a adoção de práticas sustentáveis — como a recuperação de pastagens degradadas e a Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF) —, além de facilitar o acesso a financiamentos e fortalecer a produção agrícola (Feltran-Barbieri; Féres, 2021). No Brasil, estima-se que aproximadamente 179 milhões de hectares sejam ocupados por pastagens, sendo que 22% dessas áreas estão severamente degradadas e 42% apresentam degradação moderada (LAPIG, 2023), resultados semelhantes aos encontrados neste estudo, em que as pastagens severamente degradadas representaram 20,5% da área total de pastagens e as com degradação moderada 35,6%. Estudos indicam que a produtividade das pastagens brasileiras atualmente varia entre 32% e 24% do seu potencial máximo, e que um aumento para 49-52% já seria suficiente para suprir a demanda nacional por carne, safras, produtos madeireiros e biocombustíveis até pelo menos 2040, reduzindo a necessidade de expansão agrícola sobre áreas naturais e mitigando até 14,3 Gt de CO₂ (Strassburg *et al.*, 2014).

Nesse contexto, Bolfe *et al.* (2024) reforçam essa perspectiva ao identificar cerca de 28 milhões de hectares de pastagens com níveis intermediários e severos de degradação que possuem alto potencial para conversão em áreas agrícolas. Segundo os autores, a recuperação dessas áreas poderia aumentar em aproximadamente 35% a superfície plantada com grãos no

Brasil em relação à área utilizada na safra de 2022/23, evidenciando o papel estratégico das pastagens degradadas para o uso mais eficiente da terra. A restauração de pastagens degradadas não só melhora a produtividade, mas também pode gerar créditos de carbono quando restauradas com florestas ou usos sustentáveis, promovendo o sequestro de CO₂ e permitindo que produtores rurais monetizem a recuperação ambiental em mercados de carbono. Essa abordagem incentiva práticas sustentáveis, reduz a pressão sobre áreas naturais e se torna uma estratégia economicamente viável nas políticas climáticas globais (Yang et al., 2019; Bai; Cotrufo, 2022; Feltran-Barbieri; Féres, 2021).

No mais, as ações de restauração devem estar integradas à conservação, visando não apenas recuperar ecossistemas degradados, mas também garantir sua manutenção a longo prazo. Isso exige a intensificação da fiscalização ambiental, o aprimoramento do monitoramento, o fortalecimento da gestão das áreas protegidas e das políticas públicas (Chazdon, 2019; Mu *et al.*, 2022; Borges-Matos *et al.*, 2025). Visto que, apesar das estratégias e esforços recentes, os instrumentos de conservação têm se mostrado insuficientes, uma vez que o desmatamento segue a níveis alarmantes (Wolf *et al.*, 2021; MapBiomas, 2023; Global Forest Watch, 2023), comprometendo os avanços conquistados pela restauração. Esse cenário é ainda agravado pelo desmatamento ilegal, que não apenas contorna a legislação ambiental, mas também enfraquece os mecanismos de proteção e fiscalização, tornando mais difícil alcançar os objetivos de restauração e conservação. No estado de São Paulo, por exemplo, mais de 80% da supressão da vegetação entre 2009 e 2020 foi decorrente do desmatamento ilegal, somando cerca de 434.799 ha (Gavioli, 2024), agravado ainda mais pelo aumento dos incêndios nos últimos anos, sobretudo em áreas protegidas (Jakimow et al., 2023; Mataveli *et al.*, 2024).

Outro grande desafio para a restauração e conservação ambiental é a ausência de uma base de dados robusta sobre o estado de conservação dos remanescentes de vegetação. Essa lacuna dificulta a implementação de políticas públicas eficazes, pois as informações disponíveis são frequentemente escassas e incompletas. Como resultado, os esforços de restauração acabam concentrados em áreas antropizadas, como pastagens, mosaicos e áreas agrícolas, enquanto os remanescentes de vegetação nativa degradados — que possuem grande potencial de recuperação e podem gerar benefícios ambientais significativos, como o aumento da resiliência frente às mudanças climáticas — são frequentemente negligenciados (Tölgyesi *et al.*, 2022; Peters *et al.*, 2023; Longo *et al.*, 2024). A falta de um mapeamento detalhado e de metodologias eficazes compromete a identificação e priorização desses fragmentos, limitando, assim, o potencial de mitigação dos impactos ambientais e da perda de biodiversidade.

6.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS

Os resultados revelam que a maioria dos fragmentos de áreas passíveis de restauração são pequenos, com até 1 ha, representando 59,35% nas UCPIs e 86,72% nas ZAs. Já os fragmentos maiores, entre 1 ha e mais de 5 ha, correspondem a 40,65% e 13,28%, respectivamente. Esses fragmentos menores enfrentam desafios significativos devido à sua vulnerabilidade à degradação e ao efeito de borda (Haddad *et al.*, 2015). Contudo dado que mais de 85% dos fragmentos restauráveis estão localizados em áreas com vegetação nativa remanescente, a restauração desses fragmentos pode contribuir para a expansão desses remanescentes. Essa expansão é crucial, pois estudos sugerem que fragmentos maiores de vegetação são mais ricos em biodiversidade, melhor conectados e mais resilientes a impactos ambientais, como mudanças climáticas e pressões humanas (Hansen *et al.*, 2020; Fernandes *et al.*, 2025; Gonçalves-Souza *et al.*, 2025). Além disso, áreas pequenas e isoladas, se restauradas, podem funcionar como *stepping stones*, promovendo a conectividade da paisagem (Herrera *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2024). E os grandes contínuos oferecem oportunidades para projetos de restauração em larga escala, que favorecem a economia de recursos em função das economias de escala (Strassburg *et al.*, 2018; Gann *et al.*, 2019; Banks-Leite *et al.*, 2020).

As áreas restauráveis em UCPIs e ZAs estão majoritariamente localizadas na Mata Atlântica (> 90%), enquanto menos de 6% se encontram no Cerrado. Quanto à fitofisionomia vegetal, a Floresta Ombrófila Densa, dominante na Mata Atlântica, compreende mais de 45% das áreas restauráveis. Esse padrão na Mata Atlântica reflete a longa trajetória de ocupação e mudanças no uso da terra, associadas ao desmatamento para agricultura e expansão urbana, resultando na perda de habitat e deixando apenas 23% da cobertura florestal original, com áreas pequenas e descontínuas (Ribeiro *et al.*, 2009; 2011; Vancine *et al.*, 2024). Esse cenário de degradação tornou a restauração uma prioridade. Em resposta, a Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006) foi estabelecida para conter a perda de habitat e incentivar a recuperação da vegetação, instituído também o Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica, que tem como objetivo financiar projetos de recuperação e conservação, com prioridade para áreas de APPs, RLs e áreas no entorno de UCs, oferecendo um importante incentivo para as áreas abordadas neste estudo. Além disso, a predominância da Floresta Ombrófila Densa nas áreas restauráveis reforça a necessidade de maior restauração em formações florestais úmidas e de alta biomassa, responsáveis por maiores estoques de CO₂ (Canadell; Raupach, 2008; Mitchard, 2018).

Em relação à proximidade das fontes hídricas, mais de 70% das áreas restauráveis em UCPIs e ZAs estão localizadas a até 100 metros dessas fontes, o que favorece projetos de restauração que envolvem plantio e irrigação, aumentando as chances de sucesso (Banerjee; Gerhart; Glenn, 2006; Padilla; Pugnaire, 2007). Contudo, isso também revela um desafio, já que muitas dessas áreas são APPs ou estão próximas a elas, com nossos resultados indicando também que mais de 50% dessas áreas em UCPIs e mais de 70% nas ZAs possuem algum tipo de APP. No entanto, menos de 10% dessas áreas abrigam nascentes. Assim, a restauração dessas áreas é crucial, tanto do ponto de vista legal, com a LPVN (Brasil, 2012) exigindo a recuperação de APPs, quanto ecológico, já que áreas próximas à hidrografia ou em APPs desempenham funções críticas, como controle da erosão, deslizamentos, enxurradas enchentes (Dos Santos *et al.*, 2016; Dixon *et al.*, 2016), a retenção de sedimentos e nutrientes (Portela *et al.*, 2021) e a melhoria da qualidade da água por meio da filtragem natural promovida pela vegetação restaurada (Hoek Van Dijke *et al.*, 2022; Wood *et al.*, 2022). No mais, essas áreas também desempenham um papel essencial na criação de corredores ecológicos, permitindo o movimento de espécies animais e vegetais e promovendo a biodiversidade local (Rother *et al.*, 2018; Rojas; Pidgeon; Radeloff, 2020).

Quanto à declividade, as ZAs apresentaram maior viabilidade para mecanização, com cerca de 81% da área passível de restauração em relevo mecanizável, enquanto nas UCPIs esse percentual foi de 57%. No entanto, apesar do relevo favorável nas UCPIs, a quase equivalência de terrenos não mecanizáveis dificulta o acesso contínuo e a circulação de maquinário. Já nas ZAs, a alta proporção de áreas restauráveis favoráveis à mecanização gera uma dicotomia: ao mesmo tempo que facilita a restauração, também intensifica a disputa pelo uso da terra, pois essas zonas não estão sujeitas às mesmas restrições das UCPIs (Joppa & Pfaff, 2009; Vieira, Pressey & Loyola, 2019; Masarei *et al.*, 2021). O relevo e a acessibilidade tornam-nas mais atrativas para a agropecuária e outros usos, o que pode dificultar a restauração. Assim, será necessário adotar estratégias mais robustas de governança e incentivos para equilibrar conservação e desenvolvimento econômico (Venter *et al.*, 2018; Vieira; Pressey; Loyola, 2019; Ramantswana; Guerra; Ersson, 2020). Os dados sobre a capacidade potencial de uso das terras agrícolas reforçam esse desafio: nas UCPIs, apenas 25,45% das áreas restauráveis são de alta capacidade (Grupo A), enquanto nas ZAs esse valor sobe para 47,65%. Em contrapartida, as UCPIs concentram 73,81% das áreas restauráveis no Grupo B, destinadas a usos menos intensivos, frente a 52,31% nas ZAs (CATI, 2017; Sarcinelli *et al.*, 2022), o que confirma o maior potencial agrícola das ZAs e os riscos de competição com atividades econômicas.

Esse cenário está intrinsecamente ligado ao processo histórico de ocupação do estado de São Paulo, marcado por uma intensa expansão agropecuária e urbana que priorizou áreas com relevo suave, solos férteis e fácil acesso (Leite *et al.*, 2009; Ogura *et al.*, 2022; MapBiomias, 2023). Como consequência, muitas UCs foram estabelecidas em regiões marginalizadas e de difícil acesso, historicamente pouco propícias à mecanização, com baixo valor produtivo e interesse econômico, sendo destinadas à conservação mais por exclusão do que por planejamento estratégico (Joppa; Loarie; Pimm, 2008; Joppa; Pfaff, 2009; Vieira; Pressey; Loyola, 2019). Essa lógica de ocupação territorial também se reflete nas UCPIs analisadas, que apresentam predominância de terrenos menos favoráveis à agricultura mecanizada e, portanto, menor pressão antrópica. Ao contrário das ZAs, que muitas vezes se sobrepõem a áreas de alto valor produtivo, essas unidades enfrentam desafios distintos na implementação de projetos de restauração (Joppa & Pfaff, 2009; Daunt; Silva, 2019; Gonçalves-Souza *et al.*, 2021).

No mais, outro fator para a viabilidade dos projetos de restauração é a proximidade das áreas restauráveis às vias de acesso e viveiros (Moreira Da Silva *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2023). Em ZAs, mais de 75% dessas áreas estão a até 500 metros de vias, enquanto em UCPIs esse percentual é de 55%, sendo que 25% das áreas nessas unidades estão a mais de 1 km das vias. Já os viveiros, mais de 30% das áreas restauráveis em UCPIs e ZAs localizam-se a até 15 km, enquanto menos de 25% estão a mais de 30 km de distância. Essa interação influencia tanto a logística quanto a conservação, pois essa maioria de áreas próximas às vias facilita o transporte de insumos, mudas e trabalhadores, reduzindo custos e permitindo um monitoramento mais eficiente, ao passo que a presença de viveiros próximos assegura o fornecimento contínuo de mudas e suporte técnico essencial (Aguirre-Salado *et al.*, 2017; Schmidt *et al.*, 2019; Höhl *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2023). No entanto, é fundamental analisar essas áreas com cautela, pois a presença de vias de acesso pode resultar em efeitos negativos, como a intensificação do efeito de borda, fragmentação e perda de habitat, associados a impactos antrópicos nas áreas naturais (Freitas; Hawbaker; Metzger, 2010; Teixeira; Rytwinski; Fahrig, 2020). Nesse contexto, estudos ressaltam a importância de mitigar ou eliminar esses vetores de degradação para garantir o sucesso de projetos de restauração e conservação (Gann *et al.*, 2019; Holl; Brancalion, 2020; Höhl *et al.*, 2020; Lengefeld; Metternicht; Nedungadi, 2020).

6.3 IDENTIFICAÇÃO DA ESTRUTURA FUNDIÁRIA DAS ÁREAS RESTAURÁVEIS

Nas UCPIs, a maior parte das áreas passíveis de restauração está em domínio público, enquanto 25,32% pertencem ao domínio particular e 27,98% estão em áreas de domínio

indefinido. Em relação a proporção de área restaurável em relação à área total de cada domínio, observa-se valores semelhantes para os domínios público (4,70%) e particular (5,01%), com o domínio indefinido possuindo proporção inferior (2,02%). Esse panorama pode evidenciar um desafio na gestão das UCPIs, pois, ao contrário do esperado, as terras privadas, ainda sob posse de proprietários, poderiam teoricamente ser mais vulneráveis a intervenções antrópicas, resultando em uma maior quantidade de áreas passíveis de restauração e proporções também mais elevadas. Todavia, as áreas públicas, muitas vezes desapropriadas há longo tempo, esperasse que apresentem menor nível de intervenção direta, por estarem sob proteção de legislações específicas (Brasil, 2000). Vale ressaltar, contudo, que esses resultados podem ter forte influência pela maior proporção de terras públicas nas UCPIs, que são aproximadamente duas vezes mais extensas do que as terras privadas (FF, 2023), o que pode gerar distorções na interpretação dos dados.

A restauração em áreas públicas apresenta vantagens em relação às privadas, especialmente em UCPIs, onde a estrutura fundiária pode gerar conflitos e insegurança quanto à posse. Em terras públicas, a definição clara da titularidade—com limites bem estabelecidos e sem disputas legais—garante ao Estado a segurança necessária para investir em projetos de restauração, evitando áreas privadas suscetíveis à degradação e a conflitos (Pacheco; Neves; Fernandes, 2018; Da Silva *et al.*, 2023). Além disso, a gestão direta, a fiscalização rigorosa e a implementação de políticas específicas facilitam tanto a execução quanto o monitoramento dessas iniciativas, alinhando-se com a Plataforma de Restauração das Áreas Protegidas do Estado de São Paulo¹ (<https://plataforma.fflorestal.sp.gov.br/>), lançada na COP29 pelo Governo Estadual por meio da Fundação Florestal. Essa plataforma auxilia na identificação, no planejamento e na execução de projetos de restauração, permitindo que gestores, pesquisadores e outros *stakeholders* tenham acesso a informações geoespaciais detalhadas para a tomada de decisões e a implementação de ações estratégicas, especialmente em UCPIs.

Já nas ZAs, 75,88% das áreas passíveis de restauração estão em grandes propriedades, que representam 11,44% da área total das grandes propriedades. Pequenas e médias propriedades somam menos de 0,01%, mas correspondem a 23,28% e 23,20%, respectivamente. As áreas sem informação representam 24,12% da área total, com uma proporção de 18,65%. Esse padrão reflete a distribuição fundiária tanto no estado de São Paulo

¹ Ao longo de 2024, esta dissertação contribuiu para o desenvolvimento da plataforma, resultado da colaboração entre a Bioflore, a FIA e os pesquisadores do laboratório CePeGEO: Patrick Faria Fernandes, Paulo André Tavares e Paulo Guilherme Molin.

quanto no Brasil, onde grandes propriedades ocupam a maior parte das áreas privadas, mas representam apenas 2% do número de propriedades gerais (Freitas *et al.*, 2018; Sparovek *et al.*, 2019). Por serem extensas e frequentemente associadas a atividades agropecuárias e de produção em larga escala, é esperado que também concentrem mais áreas degradadas e, conseqüentemente, maior potencial para restauração. Estudos apontam que grandes propriedades tendem a apresentar maior impacto ambiental devido à possibilidade de conversão extensiva de vegetação nativa para pastagens e cultivos agrícolas, o que reforça a necessidade de estratégias específicas para incentivar a recuperação dessas áreas (Richards; Vanwey, 2016; Stefanos *et al.*, 2018; Cabral; Laques; Saito, 2022).

A implementação de políticas como o Plano ABC+ (2020-2030) pode desempenhar um papel fundamental na restauração dessas áreas degradadas (MAPA, 2023). Essa iniciativa governamental busca estimular os proprietários, principalmente os grandes proprietários, à adoção de tecnologias sustentáveis na agropecuária, promovendo sistemas produtivos de baixa emissão de carbono e incentivando práticas como a recuperação de pastagens degradadas e o uso de sistemas integrados de produção. O Plano ABC+ prevê a recuperação de 30 milhões de hectares de pastagens degradadas, dentro de um total de 72 milhões de hectares restaurados, com potencial de mitigar 1 bilhão de toneladas de carbono até 2030 e reforçar o compromisso climático do Brasil (MAPA, 2025). Assim, o aumento da tecnificação no campo, por meio da adoção dessas práticas sustentáveis, não apenas favorece a produtividade e a resiliência dos sistemas agropecuários, mas também gera benefícios diretos aos proprietários, reduzindo custos e aumentando a eficiência do uso do solo (Chavas; Nauges, 2020; Qayyum *et al.*, 2023). Nesse contexto, acionar a CATI e outras instituições regionais de suporte pode ser uma estratégia-chave para auxiliar os produtores no cumprimento das normas ambientais, oferecendo assistência técnica e facilitando o acesso a incentivos financeiros e programas de capacitação, garantindo que a transição para sistemas produtivos mais sustentáveis ocorra de maneira eficaz e acessível (Basso; Neves; Grossi-de-Sa, 2024).

Nosso estudo não incluiu a aplicação da "regra da escadinha", prevista no Art. 61-A do Código Florestal (Brasil, 2012), a qual também é adotada no âmbito do PRA. Essa regra estabelece critérios diferenciados para a recomposição de APPs, com exigências mais flexíveis para pequenas propriedades rurais e critérios progressivamente mais rigorosos para propriedades de médio e grande porte (Brasil, 2012). A ausência da aplicação dessa norma pode ter influenciado os resultados, tratando pequenas e médias propriedades da mesma forma que as grandes, que exigem maior recomposição. Como consequência, embora a área potencial de

restauração dessas propriedades tenha sido relativamente pequena, sua proporção em relação à área total foi de aproximadamente 23% para ambas as categorias, um valor que provavelmente seria menor se a regra da escadinha tivesse sido aplicada. Além disso, não consideramos a Art. 68, que reconhece os usos antrópicos anteriores a 2008 em APPs e RLs como áreas rurais consolidadas (Brasil, 2012), o que também teria impacto no total de áreas passíveis de restauração.

Ainda, a problemática fundiária, com um número considerável de áreas indefinidas ou classificadas como 'N/A', compromete a efetividade das ações de restauração nas UCPIs e ZAs. A indefinição da posse e os conflitos territoriais dificultam a implementação de estratégias de conservação, pois essas áreas dependem de resoluções legais ainda pendentes (Sparovek *et al.*, 2019; Da Silva *et al.*, 2023). Essas questões fundiárias, somadas à falta de uma gestão integrada e eficiente, limitam o potencial de restauração e demandam soluções que envolvam a definição clara da titularidade da terra, além do fortalecimento da fiscalização e do planejamento territorial em níveis estadual e federal.

6.4 DEFINIÇÃO DO MÉTODO DE RESTAURAÇÃO

Nas UCPIs, a regeneração natural não assistida foi o método predominante, abrangendo 58,03% das áreas, enquanto o plantio correspondeu a 20,78%. Em contrapartida, nas ZAs, o cenário se inverteu: o plantio foi a principal estratégia, com 54,94%, enquanto a regeneração natural não assistida representou 20,61%. A regeneração assistida e a semeadura direta apresentaram proporções semelhantes em ambas as categorias, sendo 13,39% e 7,80% nas UCPIs e 13,06% e 11,39% nas ZAs, respectivamente. Esses resultados sugerem um maior potencial de regeneração espontânea nas UCPIs, enquanto as ZAs requerem maior intervenção ativa. Essa diferença pode ser explicada pela maior antropização nas ZAs (Oliveira; Carvalho-Ribeiro; Maia-Barbosa, 2020; Silva *et al.*, 2021), que frequentemente enfrentam pressões de uso e ocupação do solo mais intensas, o que demanda uma atuação mais direta e controlada para a restauração, enquanto as UCPIs, por serem menos impactadas, podem contar com processos naturais de regeneração mais eficazes (Gonçalves-Souza *et al.*, 2021; De Souza *et al.*, 2024).

Entre os métodos abordados, a regeneração natural (assistida ou não) se destaca nas UCPIs como uma solução econômica e eficiente a longo prazo, ao aproveitar a resiliência ecológica e os processos de sucessão florestal, o que reduz a necessidade de insumos, mudas e mão de obra, além de permitir maior escala e redução de custos (Crouzeilles *et al.*, 2017; Molin

et al., 2018; Brancalion *et al.*, 2019a). Crouzeilles *et al.* (2020) estimaram que a regeneração natural, assistida ou não, na Mata Atlântica brasileira pode gerar uma economia de US\$ 90,6 bilhões (77%) até 2035, em comparação ao plantio de árvores. Estudos também indicam que a regeneração natural pode superar o plantio em termos de sucesso ecológico, especialmente em biodiversidade e estrutura da vegetação, com espécies nas parcelas de regeneração natural apresentando 40% mais chances de atingirem a maturidade adulta (Crouzeilles *et al.*, 2017; Trevor Caughlin; Peña-Domene; Martínez-Garza, 2019). No entanto, esse método pode demandar mais tempo para atingir níveis desejáveis de cobertura florestal e funcionalidade ecológica (Chazdon; Uriarte, 2016; Crouzeilles *et al.*, 2020). Já o plantio, embora mais caro, proporciona resultados mais rápidos e previsíveis, permitindo maior controle sobre a composição de espécies, garantindo retornos financeiros mais estáveis a longo prazo e favorecendo a produção sustentável de bens florestais e agroflorestais (Baral; Guariguata; Keenan, 2016; Brancalion *et al.*, 2019a).

A escolha do método de restauração não impacta apenas os aspectos ecológicos e financeiros, mas também possui implicações socioeconômicas significativas, especialmente na geração de empregos (Brancalion *et al.*, 2022; Lucchesi *et al.*, 2024). A restauração ativa, baseada principalmente no plantio, movimentada diversas cadeias produtivas, incluindo a coleta de sementes, a produção de mudas, a implantação das espécies e o monitoramento das áreas restauradas. Essas atividades exigem mão de obra especializada e representam uma oportunidade de fortalecimento econômico, sobretudo para comunidades rurais e tradicionais próximas a essas áreas (Brancalion *et al.*, 2019a; Urzedo *et al.*, 2020; Brancalion; Holl, 2020). Segundo estimativas de Brancalion *et al.* (2022), a restauração ativa no Brasil pode gerar aproximadamente 0,42 empregos por hectare restaurado. Com base na extensão das áreas identificadas neste estudo como passíveis de restauração ativa, esse processo poderia criar mais de 176 mil empregos em ZAs e mais de 13 mil empregos em UCPIs. Iniciativas que capacitam e empregam populações locais para atuar na restauração podem contribuir para maior engajamento e continuidade das ações a longo prazo, garantindo benefícios sociais e ecológicos duradouros (Urzedo *et al.*, 2020; Silva; Oliveira; Domingues, 2025).

É importante destacar, contudo, que o modelo de Molin *et al.* (2017; 2018) foi desenvolvido e calibrado principalmente com dados da Mata Atlântica, focando na bacia do rio Piracicaba, e aplicado apenas à regeneração de formações florestais. Como a Mata Atlântica tem características e demandas ambientais próprias, diferentes do Cerrado, que é naturalmente mais resiliente, dominado por formações savânicas e campestres, e apresenta padrões de

regeneração distintos (Brasil, 2017; Molin *et al.*, 2018; Crouzeilles *et al.*, 2020). Essas diferenças podem limitar a interpretação dos dados, especialmente em áreas de transição ou mosaicos de vegetação, onde processos ecológicos se sobrepõem, exigindo uma análise cuidadosa às especificidades de cada contexto.

Paralelamente, a semeadura direta, embora represente uma parcela menor das áreas restauráveis neste estudo, vem ganhando espaço como uma alternativa promissora, especialmente com o uso de veículos aéreos não tripulados (VANTs ou drones) (Robinson *et al.*, 2022). Antes limitada por altos custos, essa técnica tem se beneficiado dos avanços tecnológicos, que baratearam o processo, e permitiram a dispersão eficiente de sementes em larga escala, inclusive em áreas de difícil acesso (Mohan *et al.*, 2021; Andres *et al.*, 2024). Estudos indicam que, em comparação ao plantio tradicional, esse método reduz custos totais e apresenta maior economia de escala (Andres *et al.*, 2024). Além disso, drones equipados com sensores ópticos e LiDAR permitem mapear as condições do solo e da vegetação, otimizando a escolha das espécies e os locais de dispersão, aumentando assim a taxa de sucesso dos projetos (Mohan *et al.*, 2021; Robinson *et al.*, 2022). Integrada a tecnologias emergentes de inteligência artificial e monitoramento remoto, essa abordagem possibilita ajustes estratégicos em tempo real, reduzindo custos e ampliando o alcance das ações, consolidando-se como um complemento viável às estratégias tradicionais de plantio e regeneração natural (Mohan *et al.*, 2021; Castro *et al.*, 2023; 2024).

7 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo ressaltam a importância das UCPIs e das ZAs na restauração ambiental no estado de São Paulo, identificando aproximadamente 185.113 hectares com potencial de restauração. Essa área representa um avanço significativo para o cumprimento da meta de restaurar 1,5 milhão de hectares estabelecida pelo Plano de Ação Climática de São Paulo, correspondendo a 12,34% do total estipulado. Além disso, os resultados contribuem para as metas do Planaveg 2.0 ao detalhar a distribuição das áreas restauráveis entre diferentes categorias, como UCs, APPs, RLs e passagens degradadas, permitindo uma abordagem mais estratégica para a implementação das ações de restauração.

A caracterização dessas áreas apresentou resultados positivos, identificando locais com atributos favoráveis à restauração, especialmente no que diz respeito à ampliação dos remanescentes de vegetação nativa. Observou-se um elevado potencial de regeneração natural nas UCPIs, o que aponta essa abordagem como um método promissor de restauração, viável

tanto do ponto de vista ecológico quanto econômico. Esse potencial pode viabilizar a recuperação de grandes extensões com menores custos, favorecendo a eficiência dos programas de restauração. Por outro lado, nas ZAs, a forte tendência para o plantio traz benefícios sociais e econômicos. A maior parte das áreas restauráveis nas UCPIs está sob domínio público, enquanto nas ZAs, as grandes propriedades representam mais de 90% das áreas, destacando o papel crucial dessas propriedades na restauração. Contudo, o estudo também evidenciou a ausência de informações fundiárias em muitas dessas áreas, tanto nas UCPIs quanto nas ZAs, o que limita a tomada de decisões eficazes.

Por fim, a metodologia desenvolvida neste estudo oferece uma solução prática, escalável e adaptável para a identificação e priorização de áreas passíveis de restauração, podendo ser ajustada e aplicada a diferentes estados e biomas. Essa abordagem tem potencial para orientar a atuação de diversos públicos estratégicos, como a Fundação Florestal, órgãos estaduais, empresas interessadas em créditos de carbono, instituições com compromissos de restauração ambiental, entre outros atores envolvidos na agenda de recuperação ecológica no Brasil. Ao fornecer uma base de dados técnica, robusta e territorializada, o trabalho contribui para o aprimoramento de políticas públicas, amplia as oportunidades de atuação do setor privado e fortalece as capacidades institucionais necessárias ao cumprimento de metas ambientais e à mitigação dos impactos das mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE-SALADO, C. A. *et al.* Improving identification of areas for ecological restoration for conservation by integrating USLE and MCDA in a GIS-environment: A pilot study in a priority region Northern Mexico. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 6, n. 9, p. 262, ago. 2017.
- ALMEIDA-ROCHA, J. M.; PERES, C. A. Nominally protected buffer zones around tropical protected areas are as highly degraded as the wider unprotected countryside. **Biological Conservation**, v. 256, p. 109068, abr. 2021.
- ANDAM, K. S. *et al.* Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 42, p. 16089-16094, out. 2008.
- ANDRES, S. E. *et al.* A framework for ecological restoration cost accounting across context and scale. **Biological Conservation**, v. 295, p. 110671, jul. 2024.

- ARORA, N. K. *et al.* Environmental sustainability: challenges and viable solutions. **Environmental Sustainability**, v. 1, p. 309-340, dez. 2018.
- ASTOLA, H. *et al.* Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region. **Remote Sensing of Environment**, v. 223, p. 257-273, mar. 2019.
- ATKINSON, J.; BONSER, S. P. “Active” and “passive” ecological restoration strategies in meta-analysis. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1032–1035, set. 2020.
- BAI, Y.; COTRUFO, M. F. Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. **Science**, v. 377, n. 6606, p. 603-608, ago. 2022.
- BANERJEE, M. J.; GERHART, V. J.; GLENN, E. P. Native plant regeneration on abandoned desert farmland: effects of irrigation, soil preparation, and amendments on seedling establishment. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 339-348, ago. 2006.
- BANKS-LEITE, C. *et al.* Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. **One Earth**, v. 3, n. 6, p. 672-676, dez. 2020.
- BARAL, H.; GUARIGUATA, M. R.; KEENAN, R. J. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 260-268, dez. 2016.
- BARNOSKY, A. D. *et al.* Approaching a state shift in Earth’s biosphere. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 52–58, jun. 2012.
- BARRETO, S. R.; RIBEIRO, S. A.; BORBA, M. P. (Coord.). **Nascentes do Brasil: estratégias para a proteção de cabeceiras em bacias hidrográficas**. São Paulo: WWF-Brasil; Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, p. 150, 2010.
- BARROS, F. de V. *et al.* Cost-effective restoration for carbon sequestration across Brazil's biomes. **Science of The Total Environment**, v. 876, p. 162600, jun. 2023.
- BASSO, M. F.; NEVES, M. F.; GROSSI-DE-SA, M. F. Agriculture evolution, sustainability and trends, focusing on Brazilian agribusiness: a review. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 7, p. 1296337, jan. 2024.
- BASTIN, J.-F. *et al.* The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 76–79, jul. 2019.

BERGAMO, P. J. *et al.* Areas requiring restoration efforts are a complementary opportunity to support the demand for pollination services in Brazil. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 17, p. 12043-12053, ago. 2021.

BIGGS, T. W. *et al.* The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, p. 2381-2394, ago. 2019.

BOLFE, É. L. *et al.* Potential for agricultural expansion in degraded pasture lands in Brazil based on geospatial databases. **Land**, v. 13, n. 2, p. 200, fev. 2024.

BONN CHALLENGE. **The Bonn Challenge**. Disponível em: <https://www.bonnchallenge.org/>. Acesso: out. 2023.

BORGES-MATOS, C. *et al.* Combining protection and restoration strategies enables cost-effective compensation with ecological equivalence in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 114, p. 107922, jul. 2025.

BRAID, A. CR; NIELSEN, S. E. Prioritizing sites for protection and restoration for grizzly bears (*Ursus arctos*) in southwestern Alberta, Canada. **PLoS One**, v. 10, n. 7, p. e0132501, jul. 2015.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Ecosystem restoration job creation potential in Brazil. **People and Nature**, v. 4, n. 6, p. 1426–1434, dez. 2022.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, jul. 2019a.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, p. 108274, dez. 2019b.

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2349-2361, dez. 2020.

BRANCALION, P. HS *et al.* A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-15, abr. 2016.

BRANCALION, P. HS *et al.* Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, nov. 2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 428, de 17 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a competência de licenciamento ambiental em zonas de amortecimento de unidades de conservação. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, p. 81, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Brasil**. Brasília, DF: MMA; WRI Brasil, 2017.

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

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2006.

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

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2021.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 1965.

BUISSON, E. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, v. 29, n. S1, abr. 2021.

BUSTAMANTE, M. M. C. *et al.* Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1249–1270, out. 2019.

CABRAL, A. I. R.; LAQUES, A. E.; SAITO, C. H. Assessment of the effect of landowner type on deforestation in the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Environmental Conservation**, v. 49, n. 4, p. 225-233, ago. 2022.

CALEL, R. Carbon markets: a historical overview. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 4, n. 2, p. 107-119, mar./abr. 2013.

CAMPOS, J. O.; DE LIMA, E. R. V.; DA SILVA COSTA, D. F. Uso e cobertura da terra em áreas protegidas na zona de amortecimento do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Paraíba, Brasil. **Revista Espaço e Geografia**, v. 26, ago. 2023.

CANADELL, J. G.; RAUPACH, M. R. Managing forests for climate change mitigation. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1456-1457, jun. 2008.

CARSON, R. ***Silent spring***. London: Penguin Books, 1962. 400 p.

CASTRO, J. *et al.* Automated precise seeding with drones and artificial intelligence: a workflow. **Restoration Ecology**, v. 32, n. 5, p. e14164, jul. 2024.

CASTRO, J. *et al.* Forest restoration is more than firing seeds from a drone. **Restoration Ecology**, v. 31, n. 1, p. e13736, maio 2023.

CASTRO, J. *et al.* Precision restoration: a necessary approach to foster forest recovery in the 21st century. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 7, p. e13421, maio 2021.

CATI (Coordenadoria de Assistência Técnica Integral). **Mapa de Classes de Capacidade Potencial de Uso das Terras Agrícolas do Estado de São Paulo**. 2017.

CBD. **Convention on Biological Diversity: Text and Annexes**. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity United Nations Environment Programme, 1992.

CBD. **Global Biodiversity Outlook 5: Summary for Policymakers. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020**. Disponível em: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-spm-en.pdf>. Acesso em: mar. 2024.

CDB. **Strategic plan for Biodiversity 2011-2020, including Aichi Biodiversity Targets**. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets/>. Acesso: out. 2023.

CHAVAS, J. P.; NAUGES, C. Uncertainty, learning, and technology adoption in agriculture. **Applied Economic Perspectives and Policy**, v. 42, n. 1, p. 42-53, fev. 2020.

CHAZDON, R. L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, v. 51, n. 4, p. 463-472, jun. 2019.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, nov. 2016.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, nov. 2016.

costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, nov. 2016b.

CROUZEILLES, R. *et al.* Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, maio 2020.

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

CURRELL, M. J.; KATZ, B. G. (Ed.). **Threats to Springs in a Changing World: Science and Policies for Protection**. Hoboken, New Jersey: John Wiley and Sons, Inc., 2023.

DA SILVA, R. F. B. *et al.* Slow-down of deforestation following a Brazilian forest policy was less effective on private lands than in all conservation areas. **Communications Earth & Environment**, v. 4, n. 1, p. 111, abr. 2023.

DAUNT, A. B. P.; SILVA, T. S. F. Beyond the park and city dichotomy: Land use and land cover change in the northern coast of São Paulo (Brazil). **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 352-361, 2019.

DAVIDSON, N. C.; FLUET-CHOINARD, E.; FINLAYSON, C. M. Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 4, p. 620-627, jan. 2018.

DE ALMEIDA-ROCHA, J. M.; PERES, C. A. Nominally protected buffer zones around tropical protected areas are as highly degraded as the wider unprotected countryside. **Biological Conservation**, v. 256, p. 109068, abr. 2021.

DE MATOS, T. P. V. *et al.* Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 5, n. 1, p. 19–31, jan. 2021.

DE MENDONÇA, G. C. *et al.* Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. **Science of the Total Environment**, v. 839, p. 156185, set. 2022.

DE OLIVEIRA, B. R.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. Rio Doce State Park buffer zone: forest fragmentation and land use dynamics. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 6, p. 8365–8376, jun. 2021.

DE SIQUEIRA, L. P. *et al.* Engaging people for large-scale forest restoration: governance lessons from the Atlantic Forest of Brazil. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**, p. 389-402, 2021.

DE SOUZA, J. C. *et al.* Land use dynamics in a tropical protected area buffer zone: is the management plan helping?. **Journal of Environmental Studies and Sciences**, p. 1-11, mar. 2024.

DEGASPARI, I. A. M. *et al.* Evaluation of Conservation Efficiency: Metrics for the Management of Permanent Preservation Areas and Legal Reserves in Brazil. **Sustainability**, v. 17, n. 5, p. 1819, fev. 2025.

DESTEK, A. M.; HOSSAIN, R. M.; KHAN, Z. Premature deindustrialization and environmental degradation. **Gondwana Research**, v. 127, p. 199-210, mar. 2024.

DÍAZ, S. *et al.* Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, dez. 2019.

DIFFENBAUGH, N. S. Verification of extreme event attribution: Using out-of-sample observations to assess changes in probabilities of unprecedented events. **Science Advances**, v. 6, n. 12, mar. 2020.

DIFFENBAUGH, N. S.; SINGH, D.; MANKIN, J. S. Unprecedented climate events: Historical changes, aspirational targets, and national commitments. **Science Advances**, v. 4, n. 2, fev. 2018.

DINERSTEIN, E. *et al.* A Global Deal For Nature: Guiding principles, milestones, and targets. **Science Advances**, v. 5, n. 4, abr. 2019.

DIXON, S. J. *et al.* The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 41, n. 7, p. 997-1008, fev. 2016.

DOS SANTOS, A. R. *et al.* Influence of relief on permanent preservation areas. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 1296-1302, jan. 2016.

DOS SANTOS, C. O. *et al.* Assessing the wall-to-wall spatial and qualitative dynamics of the Brazilian pasturelands 2010–2018, based on the analysis of the Landsat data archive. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, p. 1024, fev. 2022.

DOS SANTOS, C. O. *et al.* Livestock intensification and environmental sustainability: An analysis based on pasture management scenarios in the Brazilian savanna. **Journal of Environmental Management**, v. 355, p. 120473, jan. 2024.

DU, X. *et al.* Conservation management decreases surface runoff and soil erosion. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 2, p. 188-196, jun. 2022.

EDDY, W. C.; YANG, W. H. Improvements in soil health and soil carbon sequestration by an agroforestry for food production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 333, p. 107945, ago. 2022.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5º ed. EMBRAPA: Brasília, DF, 2018. 356 p.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1–3, p. 169–181, out. 2001.

FAHAD, S. *et al.* Agroforestry systems for soil health improvement and maintenance. **Sustainability**, v. 14, n. 22, p. 14877, nov. 2022.

FBDS (Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável). **Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros**. 2013. Disponível em: <https://www.fbds.org.br/>. Acesso: nov. 2023.

FELTRAN-BARBIERI, R.; FÉRES, J. G. Degraded pastures in Brazil: improving livestock production and forest restoration. **Royal Society Open Science**, v. 8, n. 7, p. 201854, jul. 2021.

FERNANDES, P. F. *et al.* Effects of defaunation of large seed dispersers, habitat loss and fragmentation on the population expansion of a tropical palm. **Landscape Ecology**, v. 40, n. 4, p. 1-16, mar. 2025.

- FISCHER, R. *et al.* Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, p. eabg7012, set. 2021.
- FONSECA, C. R.; JONER, F. Two-sided edge effect studies and the restoration of endangered ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 613-619, dez. 2007.
- FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61-67, jun. 2018.
- FRANÇA, L. C. J. *et al.* Suitability for Agricultural and Forestry Mechanization of the Uruçuí-Preto River Hydrographic Basin, Piauí, Brazil. **Nativa**, v. 4, n. 4, p. 238–243, ago. 2016.
- FRANÇOSO, R. D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, jan. 2015.
- FREITAS, F. L. M. *et al.* **Nota técnica: Malha fundiária do Brasil**, v.1812. In: Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira, 2018.
- FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest ecology and management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, jan. 2010.
- GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, set. 2019.
- GAVIOLI, F. R. **Território, Paisagem e Fragmento: análise multiescalar das dinâmicas de supressão regular e irregular de vegetação nativa no estado de São Paulo**. 2024. 133 f. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis - UFSCar: Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, SP, 2024).
- GHAYOUR, L. *et al.* Performance evaluation of sentinel-2 and landsat 8 OLI data for land cover/use classification using a comparison between machine learning algorithms. **Remote Sensing**, v. 13, n. 7, p. 1349, abr. 2021.
- GIANETTI, G. W.; DE SOUZA, J. B. F. F. Pasture recovery, emissions, and the Brazilian Paris agreement commitments. **Land Use Policy**, v. 141, p. 107118, 2024.

GIUDICE, B. C. *et al.* Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1135-1144, abr. 2020.

GLOBAL FOREST WATCH. Global Forest Watch: Monitoramento florestal em tempo real. World Resources Institute, Washington, DC, 2023. Disponível em: <<https://www.globalforestwatch.org/>>. Acesso em: 05 dez. 2024.

GONÇALVES-SOUZA, D. *et al.* The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Science Advances**, v. 7, n. 38, p. eabh2932, set. 2021.

GONÇALVES-SOUZA, T. *et al.* Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. **Nature**, p. 1-5, mar. 2025.

GONZÁLEZ, E. *et al.* Integrative conservation of riparian zones. **Biological Conservation**, v. 211, p. 20-29, jul. 2017.

Google LLC. **Google Earth Pro [recurso eletrônico]. Histórico de imagens de satélite.** Versão 7.3.6.9345. Mountain View, CA, 2024. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/>> Acesso em: 17 set. 2024.

GRISCOM, B. W. *et al.* Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, out. 2017.

GUERRA, A. *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, fev. 2020.

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

HANSEN, M. C. *et al.* The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. eaax8574, mar. 2020.

HASAN, S. S. *et al.* Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, p. 100527, jun. 2020.

HELM, D. The Kyoto approach has failed. **Nature**, v. 491, n. 7426, p. 663–665, nov. 2012.

HERRERA, L. P. *et al.* Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 3465-3479, ago. 2017.

HOANG, N. T.; KANEMOTO, K. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 6, p. 845–853, mar. 2021.

HOEGH-GULDBERG, O. *et al.* The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5°C. **Science**, v. 365, n. 6459, set. 2019.

HOEK VAN DIJKE, A. J. *et al.* Shifts in regional water availability due to global tree restoration. **Nature Geoscience**, v. 15, n. 5, p. 363-368, maio 2022.

HÖHL, M. *et al.* Forest landscape restoration—what generates failure and success?. **Forests**, v. 11, n. 9, p. 938, ago. 2020.

HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580–581, maio 2020.

HU, S. *et al.* Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. **Science of the total environment**, v. 586, p. 319-327, maio 2017.

IBGE. Biomas e Sistema Costeiro-Marinheiro do Brasil: compatível com a escala 1:250.000. **Série Relatórios Metodológicos**, v. 45, 2019.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

IF (Instituto Florestal). **Inventário Florestal do Estado de São Paulo: Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa**. São Paulo: Instituto Florestal, 2020.

INITIATIVE 20x20. **Initiative 20x20**. Disponível em: <https://initiative20x20.org/>. Acesso: out. 2024.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). **Special Report on Climate Change and Land: Summary for Policymakers**. 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/>.

JAKIMOW, B. *et al.* Deforestation and agricultural fires in South-West Pará, Brazil, under political changes from 2014 to 2020. **Journal of Land Use Science**, v. 18, n. 1, p. 176-195, abr. 2023.

JESUS, F. M. *et al.* The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126-1136, abr. 2012.

JIANG, R. *et al.* Impacts of land use conversions on soil organic carbon in a warming-induced agricultural frontier in Northern Ontario, Canada under historical and future climate. **Journal of Cleaner Production**, v. 404, p. 136902, jun. 2023.

JONES, H. P. *et al.* Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1873, p. 20172577, fev. 2018.

JOPPA, L. N.; LOARIE, S. R.; PIMM, S. L. On the protection of "protected areas". **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 18, p. 6673-6678, maio 2008.

JOPPA, L. N.; PFAFF, Alexander. High and far: biases in the location of protected areas. **PLoS One**, v. 4, n. 12, p. e8273, dez. 2009.

KINGSFORD, R. T.; BASSET, A.; JACKSON, L. Wetlands: conservation's poor cousins. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 5, p. 892-916, set. 2016.

KNIGHTON, L. N. *et al.* Hydrologic restoration of anthropogenically altered springs in the Sheldon National Wildlife Refuge in the Great Basin, USA. **Journal of Arid Environments**, v. 211, p. 104944, abr. 2023.

KOCH, A.; KAPLAN, J. O. Tropical forest restoration under future climate change. **Nature Climate Change**, v. 12, n. 3, p. 279–283, mar. 2022.

LACORETZ, M. V.; PÉREZ, D. R. Integrating theory and practice: knowledge exchange and engagement of nursery managers in ecological restoration. **Restoration Ecology**, p. e14282, set. 2024.

LAPIG – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. **Atlas das Pastagens Brasileiras**. Goiânia: Universidade Federal de Goiás (UFG), 2023. Disponível em: <https://atlasdaspastagens.ufg.br/>. Acesso em: 18 mar. 2025.

LAPOLA, D. M. *et al.* A climate-change vulnerability and adaptation assessment for Brazil's protected areas. **Conservation Biology**, v. 34, n. 2, p. 427-437, ago. 2020.

LAURANCE, W. F. *et al.* Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS One**, v. 2, n. 10, p. e1017, out. 2007.

- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. GW. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, dez. 2009.
- LEITE, C. C. *et al.* Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 26, n. 2, 2012.
- LENGEFELD, E.; METTERNICHT, G.; NEDUNGADI, P. Behavior change and sustainability of ecological restoration projects. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 4, p. 724-729, jul. 2020.
- LI, Z. *et al.* Influencing Factors and Path Analysis of Sustainable Agricultural Mechanization: Econometric Evidence from Hubei, China. **Sustainability**, v. 14, n. 8, p. 4518, abr. 2022.
- LÖF, M. *et al.* Mechanical site preparation for forest restoration. **New Forests**, v. 43, n. 5–6, p. 825–848, set. 2012.
- LONGO, R. M. *et al.* Evaluating the environmental quality of forest remnants using landscape metrics. **Sustainability**, v. 16, n. 4, p. 1543, fev. 2024.
- LOPES, M. S.; VEETIL, B. K.; SALDANHA, D. L. Buffer zone delimitation of conservation units based on map algebra and AHP technique: A study from Atlantic Forest Biome (Brazil). **Biological Conservation**, v. 253, p. 108905, jan. 2021.
- LUCCHESI, A. *et al.* Araguaia biodiversity corridor cost benefit analysis: Large scale restoration and sustainable agribusiness in Amazon and Cerrado. **Land Use Policy**, v. 141, p. 107122, jun. 2024.
- LYONS, K. G. *et al.* Challenges and opportunities for grassland restoration: A global perspective of best practices in the era of climate change. **Global Ecology and Conservation**, v. 46, p. e02612, out. 2023.
- MAHDAVI, S. *et al.* Remote sensing for wetland classification: A comprehensive review. **GIScience & remote sensing**, v. 55, n. 5, p. 623-658, dez. 2017.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Estratégia de Adaptação à Mudança do Clima para a Agropecuária Brasileira**. Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Sustentável, Irrigação e Cooperativismo: Brasília, Brasil, 2023

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano ABC+ 2020-2030: Agricultura de Baixo Carbono**. Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/planoabc-abcmais>. Acesso em: 29 mar. 2025.

MAPBIOMAS. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso: nov. 2023.

MAPBIOMAS. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. 2023a. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoesmapbiomas/>. Acesso em: 05 jul. 2024.

MAPBIOMAS. **Coleção 9 da Série Vigor da Pastagem**. 2023c. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoesmapbiomas/>. Acesso em: 05 jul. 2024.

MAPBIOMAS. **Coleção BETA 10 metros da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. 2023b. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoesmapbiomas/>. Acesso em: 05 jul. 2024.

MAPBIOMAS. **Módulo BETA Degradação**. 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoesmapbiomas/>. Acesso em: 05 jul. 2024.

MARMONTEL, C. V. F. *et al.* Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 690-701, maio 2018.

MARSDEN, C. *et al.* How agroforestry systems influence soil fauna and their functions—a review. **Plant and Soil**, v. 453, p. 29-44, 2020.

MASAREI, M.I. *et al.* Engineering restoration for the future. **Ecological Engineering**, v. 159, p. 106103, jan. 2021.

MATAVELI, G. *et al.* Deforestation falls but rise of wildfires continues degrading Brazilian Amazon forests. **Global Change Biology**, v. 30, n. 2, p. e17202, fev.2024.

MAYER, S. *et al.* Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems—A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 323, p. 107689, jun. 2022.

- MCRAE, B. H. *et al.* Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. **PloS One**, v. 7, n. 12, p. e52604, dez. 2012.
- MELI, P. *et al.* A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PloS One**, v. 12, n. 2, p. e0171368, fev. 2017.
- METZGER, J. P. *et al.* Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, jun. 2009.
- METZGER, J. P. *et al.* Why Brazil needs its legal reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91-103, fev. 2019.
- MICHAELOWA, A.; SHISHLOV, I.; BRESCIA, D. Evolution of international carbon markets: lessons for the Paris Agreement. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 10, n. 6, p. e613, nov./dez. 2019.
- MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527-534, jul. 2018.
- MITCHELL, C. M. *et al.* Delivery Mode Affects Stability of Early Infant Gut Microbiota. **Cell Reports Medicine**, v. 1, n. 9, p. 100156, dez. 2020.
- MITCHELL, R. B. INTERNATIONAL ENVIRONMENTAL AGREEMENTS: A Survey of Their Features, Formation, and Effects. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 429–461, nov. 2003.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). **CNUC (Cadastro Nacional de Unidades de Conservação): Plataforma oficial de dados do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Disponível em: <https://cnuc.mma.gov.br/>. Acesso: out. 2023.
- MOHAN, M. *et al.* Restoring riparian ecosystems during the UN-decade on ecosystem restoration: a global perspective. **Anthropocene Science**, v. 1, n. 1, p. 42-61, fev. 2022.
- MOHAN, M. *et al.* UAV-Supported Forest Regeneration: Current Trends, Challenges and Implications. **Remote Sensing**, v. 13, n. 13, p. 2596, jul. 2021.
- MOLIN, P. G. *et al.* A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767–2778, nov. 2018.

MOLIN, P. G. *et al.* Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 4, p. 857–870, abr. 2017.

MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K. DE; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73–84, mar. 2017.

MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73-84, mar. 2017.

MOREIRA DA SILVA, A. P. *et al.* Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil?. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 509-515, jul. 2017.

MU, Y. *et al.* Cost-effective integrated conservation and restoration priorities by trading off multiple ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 320, p. 115915, 2022.

MUCIDA, D. P. *et al.* Designing optimal agrosilvopastoral landscape by the potential for conservation use in Brazil. **Sustainable Horizons**, v. 5, p. 100045, mar. 2023.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, fev. 1995.

MURTY, D. *et al.* Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, n. 2, p. 105-123, abr. 2002.

NASIRI, V. *et al.* Land use and land cover mapping using Sentinel-2, Landsat-8 Satellite Images, and Google Earth Engine: A comparison of two composition methods. **Remote Sensing**, v. 14, n. 9, p. 1977, abr. 2022.

NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, abr. 2015.

NEWBOLD, T. Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1881, p. 20180792, jun. 2018.

NEWELL, R. G.; PIZER, W. A.; RAIMI, D. Carbon markets: past, present, and future. **Annual Review of Resource Economics**, v. 6, n. 1, p. 191-215, out. 2014.

NGUYEN, T. T. *et al.* Security risks from climate change and environmental degradation: Implications for sustainable land use transformation in the Global South. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 63, p. 101322, ago. 2023.

NIEMEYER, J. *et al.* Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 135262, maio 2020.

NORDEN, N. *et al.* Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385-394, maio 2009.

OGURA, A. P. *et al.* An overview of the sugarcane expansion in the state of São Paulo (Brazil) over the last two decades and its environmental impacts. **Sustainable Production and Consumption**, v. 32, p. 66-75, 2022.

OLIVEIRA, B. R. *et al.* Land use dynamics and future scenarios of the Rio Doce State Park buffer zone, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 39, dez. 2019.

OLIVEIRA, B. R.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 63, n. 5, p. 935-957, jun. 2020.

OLIVEIRA, S. N. *et al.* Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land use Policy**, v. 61, p. 40-52, fev. 2017.

OpenStreetMap. Disponível em: <https://www.openstreetmap.org/>. Acesso: nov. 2023.

ORTEGA, U. *et al.* Identifying a green infrastructure to prioritise areas for restoration to enhance the landscape connectivity and the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 38, n. 12, p. 3751-3765, nov. 2023.

PACHECO, A. A.; NEVES, A. C. O.; FERNANDES, G. W. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 43-48, maio 2018.

PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. **Functional Ecology**, p. 489-495, jun. 2007.

PALMA, A. C.; LAURANCE, S. G. W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 561–568, out. 2015.

PARENTE, L. *et al.* Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, p. 111301, jul. 2019.

PERELLÓ, L. F. C. *et al.* Ecological, legal, and methodological principles for planning buffer zones. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 1, p. 3-11, jul. 2012.

PETERS, F. *et al.* Forest ecosystem services at landscape level—Why forest transition matters?. **Forest Ecology and Management**, v. 534, p. 120782, abr. 2023.

PHILIPSON, C. D. *et al.* Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. **Science**, v. 369, n. 6505, p. 838–841, ago. 2020.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, out. 1998.

PHIRI, D. *et al.* Sentinel-2 data for land cover/use mapping: A review. **Remote Sensing**, v. 12, n. 14, p. 2291, jul. 2020.

PINTO, S. R. *et al.* Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212-2229, set. 2014.

PLANAVEG 2025 - 2028: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa 2025 - 2028 / Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). Departamento de Florestas, Secretaria de Biodiversidade, Florestas e Direitos Animais (DFLO/SBIO). Brasília, DF: MMA, 2024.

PLANAVEG: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa / Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. Brasília, DF: MMA, 2017.

- PORTELA, A. P. *et al.* Regional planning of river protection and restoration to promote ecosystem services and nature conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 211, p. 104101, jul. 2021.
- PRACH, K. *et al.* Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. **Landscape Research**, v. 45, n. 2, p. 247–253, fev. 2020.
- PROFT, K. M. *et al.* Making the connection: expanding the role of restoration genetics in restoring and evaluating connectivity. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 3, p. 411-418, maio 2018.
- QAYYUM, M. *et al.* Advancements in technology and innovation for sustainable agriculture: Understanding and mitigating greenhouse gas emissions from agricultural soils. **Journal of Environmental Management**, v. 347, p. 119147, dez. 2023.
- QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System. Versão 3.28.13**. Open Source Geospatial Foundation Project, 2023.
- QIN, Y. *et al.* Forest conservation in Indigenous territories and protected areas in the Brazilian Amazon. **Nature Sustainability**, v. 6, n. 3, p. 295–305, jan. 2023.
- QUAN, Y. *et al.* A novel image fusion method of multi-spectral and sar images for land cover classification. **Remote Sensing**, v. 12, n. 22, p. 3801, nov. 2020.
- RADELOFF, V. C. *et al.* Need and vision for global medium-resolution Landsat and Sentinel-2 data products. **Remote Sensing of Environment**, v. 300, p. 113918, jan. 2024.
- RAMANTSWANA, M.; GUERRA, S. P. S.; ERSSON, B. T. Advances in the mechanization of regenerating plantation forests: A review. **Current Forestry Reports**, v. 6, p. 143-158, maio 2020.
- RANDS, M. R. W. *et al.* Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298–1303, set. 2010.
- RIBEIRO DA SILVA, F. *et al.* The restoration of tropical seed dispersal networks. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 852-860, nov. 2015.
- RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. **Biodiversity Hotspots**, p. 405-434, ago. 2011.

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

RIBEIRO, S. *et al.* Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. **Journal of Land Use Science**, v. 16, n. 3, p. 260–272, maio 2021.

RICHARDS, P. D.; VANWEY, L. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 4, p. 418-425, jan. 2016.

RIES, L. *et al.* Closing persistent gaps in knowledge about edge ecology. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 2, p. 30-41, fev. 2017.

ROBINSON, J. M. *et al.* Existing and emerging uses of drones in restoration ecology. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 9, p. 1899-1911, jun. 2022.

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

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. **Restauração Florestal**. Oficina de Textos: São Paulo, Brasil, 2015.

ROGELJ, J. *et al.* Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2 °C. **Nature**, v. 534, n. 7609, p. 631–639, jun. 2016.

ROJAS, I. M.; PIDGEON, A. M.; RADELOFF, V. C. Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. **Landscape and Urban Planning**, v. 203, p. 103895, nov. 2020.

ROSATI, A.; BOREK, R.; CANALI, S. Agroforestry and organic agriculture. **Agroforestry Systems**, v. 95, p. 805-821, jun. 2021.

ROSEN, A. M. The Wrong Solution at the Right Time: The Failure of the Kyoto Protocol on Climate Change. **Politics & Policy**, v. 43, n. 1, p. 30–58, fev. 2015.

ROTHER, D. C. *et al.* How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1940082918785076, jul. 2018.

ROTHER, D. C.; ROMANELLI, J. P.; RODRIGUES, R. R. Historical trajectory of restoration practice and science across the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 31, n. 8, p. e14041, nov. 2023.

SAAD, S. I. *et al.* Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **Plos One**, v. 13, n. 2, p. e0192325, fev. 2018.

SAFANELLI, J. L. *et al.* Grain-cropping suitability for evaluating the agricultural land use change in Brazil. **Applied Geography**, v. 154, p. 102937, maio 2023.

SAMPAIO, A. B. *et al.* **Guia de restauração ecológica para gestores de unidades de conservação [livro eletrônico]: versão 1**. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes, 2021.

SÁNCHEZ-ESPINOSA, A.; SCHRÖDER, C. Land use and land cover mapping in wetlands one step closer to the ground: Sentinel-2 versus landsat 8. **Journal of Environmental Management**, v. 247, p. 484-498, out. 2019.

SÃO PAULO (Estado). Fundação Florestal. **Limites das Unidades de Conservação**. 2023. Disponível em: <<https://datageo.ambiente.sp.gov.br>>. Acesso em: 04 set. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Fundação Florestal. **Limites das zonas de amortecimento**. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Fundação Florestal. **Planos de manejo**. 2025. Disponível em: <<https://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/>>. Acesso em: 26 mar. 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Inventário Florestal do Estado de São Paulo - 2020**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br>. Acesso em: 11 set. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 41.719, de 16 de abril de 1997. Regulamenta a Lei nº 6.171, de 4 de julho de 1988, alterada pela Lei nº 8.421, de 23 de novembro de 1993, que dispõe sobre o uso, conservação e preservação do solo agrícola. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 1997.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual nº 13.550 de 02 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 2009.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 189, de 21 de dezembro de 2018**. Estabelece critérios e procedimentos para exploração sustentável de espécies nativas do Brasil no Estado de São Paulo. São Paulo, 2018.

SÃO PAULO. Decreto Estadual Nº 65.881, de 20 de julho de 2021. Dispõe sobre a adesão do Estado de São Paulo às campanhas "*Race to Zero*" e "*Race to Resilience*", no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, e dá providências correlatas. Morumbi, SP: Diário Oficial Estado de São Paulo, 2021.

SARCINELLI, O. *et al.* Land use capability and the sustainable scale: an overview of agriculture in São Paulo State, Brazil. **Natural Resources**, v. 13, n. 8, p. 171-180, ago. 2022.

SAURA, S. *et al.* Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. **Biological Conservation**, v. 238, p. 108183, out. 2019.

SCHMIDT, I. B. *et al.* Community-based native seed production for restoration in Brazil—the role of science and policy. **Plant Biology**, v. 21, n. 3, p. 389-397, maio. 2019.

SCHMIDT, I. B. *et al.* Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 942-948, set. 2019.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. MC. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 10, p. 2616-2626, out. 2022.

SEMIL (Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística). Programa Refloresta-SP. Disponível em: <https://semil.sp.gov.br/sma/programa-refloresta-sp/>. Acesso: nov. 2023.

SHENNAN-FARPÓN, Y. *et al.* The role of agroforestry in restoring Brazil's Atlantic Forest: Opportunities and challenges for smallholder farmers. **People and Nature**, v. 4, n. 2, p. 462-480, jan. 2022.

SILVA, B. A.; OLIVEIRA, R. E.; DOMINGUES, T. F. Multifunctionality, social benefits, and engagement: insights for forest restoration success from a study case in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 33, n. 1, p. e14305, jan. 2025.

SILVA, R. G. *et al.* Vegetation trends in a protected area of the Brazilian Atlantic forest. **Ecological Engineering**, v. 162, p. 106180, abr. 2021.

SILVEIRA, F. A. O. *et al.* Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 8, p. 1967–1975, ago. 2022.

SILVEIRA, F. A. O. *et al.* Myth-busting tropical grassy biome restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1067–1073, set. 2020.

SINEGALIA, M. K. S. D.; SANTORO, G. B.; MOLIN, P. G. How have RPAS helped monitor forests and what can we apply in forest restoration monitoring?. **Restoration Ecology**, v. 32, n. 1, p. e14061, jan. 2024.

SIQUEIRA, C. C. Z. *et al.* Carbon stocks of a degraded soil recovered with agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 94, n. 3, p. 1059-1069, jun. 2020.

SMA-SP (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). **Modelo Digital de Elevação (MDE) do Estado de São Paulo**. Coordenadoria de Planejamento ambiental, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2013.

SPAROVEK, G. *et al.* Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, p. 104062, set. 2019.

STEFANES, M. *et al.* Property size drives differences in forest code compliance in the Brazilian Cerrado. **Land Use Policy**, v. 75, p. 43-49, jun. 2018.

STEFANO, A.; JACOBSON, M. G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry Systems**, v. 92, p. 285-299, abr. 2018.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724–729, out. 2020.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, dez. 2018.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, set. 2014.

TALUKDER, B. *et al.* Climate change-triggered land degradation and planetary health: A review. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 16, p. 4509-4522, out. 2021.

TANIWAKI, R. H. *et al.* Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 339-347, abr. 2017.

TAVARES, P.A. *et al.* Unfolding additional massive cutback effects of the native vegetation protection law on legal reserves, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, p. e20180658, 2019.

TEIXEIRA, F. Z.; RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. **Biology Letters**, v. 16, n. 7, p. 20200140, jul. 2020.

TEMPERTON, V. M. *et al.* Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. **Restoration ecology**, v. 27, n. 4, p. 705-719, jul. 2019.

TEUTSCHEROVÁ, N. *et al.* Intensive short-duration rotational grazing is associated with improved soil quality within one year after establishment in Colombia. **Applied Soil Ecology**, v. 159, p. 103835, mar. 2021.

TÖLGYESI, C. *et al.* Urgent need for updating the slogan of global climate actions from “tree planting” to “restore native vegetation”. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 3, p. e13594, out. 2022.

TOOTCHI, A.; JOST, A.; DUCHARNE, A. Multi-source global wetland maps combining surface water imagery and groundwater constraints. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 1, p. 189-220, fev. 2019.

TREVOR CAUGHLIN, T.; PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C. Demographic costs and benefits of natural regeneration during tropical forest restoration. **Ecology letters**, v. 22, n. 1, p. 34-44, jan. 2019.

UNITED NATIONS. **Adoption of The Paris Agreement**. França, Paris: United Nations, 2015a.

UNITED NATIONS. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano. Estocolmo: Nações Unidas, 1972. Disponível em: <<https://www.un.org/en/conferences/environment/stockholm1972/>>. Acesso em: 05 dez. 2024.

UNITED NATIONS. **Kyoto Protocol to the United Nations framework Convention on Climate Change**. Japão, Kyoto: United Nations, 1997.

UNITED NATIONS. **Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development**. United Nations, 2015b.

URZEDO, D. I. *et al.* Seed networks for upscaling forest landscape restoration: Is it possible to expand native plant sources in Brazil?. **Forests**, v. 11, n. 3, p. 259, fev. 2020.

VALENTE, R. A. *et al.* A multicriteria evaluation approach to set forest restoration priorities based on water ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112049, maio 2021.

VANCINE, M. H. *et al.* The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, mar. 2024.

VENTER, O. *et al.* Bias in protected-area location and its effects on long-term aspirations of biodiversity conventions. **Conservation Biology**, v. 32, n. 1, p. 127-134, fev. 2018.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, set. 2016.

VIEIRA, R. R. S; PRESSEY, R. L.; LOYOLA, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, v. 233, p. 152-161, maio 2019.

VOLK, X. K. *et al.* Connectivity analysis as a tool for assessing restoration success. **Landscape Ecology**, v. 33, p. 371-387, jan. 2018.

WADE, C. M. *et al.* What Is Threatening Forests in Protected Areas? A Global Assessment of Deforestation in Protected Areas, 2001–2018. **Forests**, v. 11, n. 5, p. 539, maio 2020.

WANG, C. *et al.* Effects of vegetation restoration on local microclimate on the Loess Plateau. **Journal of Geographical Sciences**, v. 32, n. 2, p. 291-316, jan. 2022.

WANG, H. *et al.* Identification of Ecological Restoration Priority Areas Integrating Human Activity Intensity and Multi-Criteria Decision Analysis. **Forests**, v. 14, n. 12, p. 2348, nov. 2023.

WOLF, C. *et al.* A forest loss report card for the world's protected areas. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 4, p. 520-529, fev. 2021.

WOOD, K. L. *et al.* Tree trade-offs in stream restoration: Impacts on riparian groundwater quality. **Urban ecosystems**, v. 25, n. 3, p. 773-795, jul. 2022.

XU, D. *et al.* Incorporating barriers restoration and stepping stones establishment to enhance the connectivity of watershed ecological security patterns. **Applied Geography**, v. 170, p. 103347, set. 2024.

YAN, X. *et al.* Rapid land cover classification using a 36-year time series of multi-source remote sensing data. **Land**, v. 12, n. 12, p. 2149, dez. 2023.

YANG, Q. *et al.* Ecosystem restoration programs challenges under climate and land use change. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150527, fev. 2022.

YANG, Yi *et al.* Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 718, fev. 2019.

ZENNI, R. D. *et al.* Invasive non-native species in Brazil: an updated overview. **Biological Invasions**, v. 26, n. 8, p. 2397-2405, 2024.

ZHANG, J.; WANG, X.; XIE, Y. Implication of Buffer Zones Delineation Considering the Landscape Connectivity and Influencing Patch Structural Factors in Nature Reserves. **Sustainability**, v. 13, n. 19, p. 10833, set. 2021.

ZHANG, Z. *et al.* Perturbation of soil organic carbon induced by land-use change from primary forest. **Environmental Research Letters**, v. 19, n. 12, p. 124014, out. 2024.

ANEXO I

TABELA S1 – Distribuição das áreas restauráveis por Unidades de Conservação, de acordo com sua categoria, área total da UC, área restaurável e percentual de área restaurável em relação à área total da UC.

Unidade	Categoria	Área da UC (ha)	Área Restaurável (ha)	Área Restaurável (%)
Estação Ecológica Angatuba	Estação Ecológica	1.415,61	35,72	2,52%
Estação Ecológica Assis	Estação Ecológica	1.701,81	24,07	1,41%
Estação Ecológica Avaré	Estação Ecológica	718,73	110,43	15,36%
Estação Ecológica Bananal	Estação Ecológica	895,36	2,95	0,33%
Estação Ecológica Barreiro Rico	Estação Ecológica	297,27	29,20	9,82%
Estação Ecológica Caetetus	Estação Ecológica	2.178,92	5,37	0,25%
Estação Ecológica Chauás	Estação Ecológica	2.493,86	4,88	0,20%
Estação Ecológica Ibicatu	Estação Ecológica	76,08	1,87	2,46%
Estação Ecológica Itaberá	Estação Ecológica	179,94	4,56	2,53%
Estação Ecológica Itapeti	Estação Ecológica	88,36	0,59	0,67%
Estação Ecológica Itapeva	Estação Ecológica	97,36	2,00	2,05%
Estação Ecológica Itirapina	Estação Ecológica	2.307,35	72,58	3,15%
Estação Ecológica Jataí	Estação Ecológica	8.956,44	739,81	8,26%
Estação Ecológica Juréia-Itatins	Estação Ecológica	84.376,78	841,85	1,00%
Estação Ecológica Marília	Estação Ecológica	607,51	179,38	29,53%
Estação Ecológica Mata do Jacaré	Estação Ecológica	75,60	0,54	0,72%
Estação Ecológica Mogi-Guaçu	Estação Ecológica	984,75	173,63	17,63%
Estação Ecológica Noroeste Paulista	Estação Ecológica	177,43	23,67	13,34%
Estação Ecológica Paranapanema	Estação Ecológica	642,95	43,44	6,76%
Estação Ecológica Paulo de Faria	Estação Ecológica	437,72	34,46	7,87%
Estação Ecológica Ribeirão Preto	Estação Ecológica	153,09	8,94	5,84%
Estação Ecológica Santa Bárbara	Estação Ecológica	3.172,36	139,57	4,40%
Estação Ecológica Santa Maria	Estação Ecológica	1.347,21	508,50	37,75%

Estação Ecológica Sebastião Aleixo da Silva (EEc de Bauru)	Estação Ecológica	280,65	11,20	3,99%
Estação Ecológica Valinhos	Estação Ecológica	17,59	2,77	15,77%
Estação Ecológica Xituê	Estação Ecológica	2.937,12	0,89	0,03%
Monumento Natural Estadual da Mantiqueira Paulista	Monumento Natural	10.318,10	730,56	7,08%
Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú	Monumento Natural	3.154,69	353,02	11,19%
Monumento Natural Estadual da Pedra Grande	Monumento Natural	3.297,66	458,27	13,90%
Parque Estadual Aguapeí	Parque Estadual	9.049,56	3.060,38	33,82%
Parque Estadual Águas da Billings	Parque Estadual	187,47	3,19	1,70%
Parque Estadual Águas da Prata	Parque Estadual	48,17	3,69	7,66%
Parque Estadual Assessoria de Reforma Agrária	Parque Estadual	63,70	12,87	20,21%
Parque Estadual Campina do Encantado	Parque Estadual	3.254,62	27,08	0,83%
Parque Estadual Campos do Jordão	Parque Estadual	8.196,69	617,30	7,53%
Parque Estadual Cantareira	Parque Estadual	7.619,86	66,56	0,87%
Parque Estadual Carlos Botelho	Parque Estadual	41.315,12	32,20	0,08%
Parque Estadual Caverna do Diabo	Parque Estadual	40.142,84	2.925,21	7,29%
Parque Estadual Furnas do Bom Jesus	Parque Estadual	2.063,39	456,06	22,10%
Parque Estadual Ilha do Cardoso	Parque Estadual	13.098,98	290,01	2,21%
Parque Estadual Intervales	Parque Estadual	40.696,62	54,05	0,13%
Parque Estadual Itaberaba	Parque Estadual	15.118,02	1.386,11	9,17%
Parque Estadual Itapetinga	Parque Estadual	10.193,87	1.562,54	15,33%
Parque Estadual Itinguçu	Parque Estadual	5.022,12	92,47	1,84%
Parque Estadual Jaraguá	Parque Estadual	491,67	45,29	9,21%
Parque Estadual Juquery	Parque Estadual	2.059,09	1.258,10	61,10%
Parque Estadual Jurupará	Parque Estadual	26.237,69	1.584,75	6,04%
Parque Estadual Lagamar de Cananéia	Parque Estadual	40.610,47	431,80	1,06%
Parque Estadual Mananciais de Campos do Jordão	Parque Estadual	517,04	29,37	5,68%
Parque Estadual Morro do Diabo	Parque Estadual	36.564,04	309,90	0,85%
Parque Estadual Nascentes do Paranapanema	Parque Estadual	22.211,46	84,87	0,38%
Parque Estadual Porto Ferreira	Parque Estadual	603,78	22,51	3,73%
Parque Estadual Prelado	Parque Estadual	1.827,10	0,43	0,02%

Parque Estadual Restinga de Bertiooga	Parque Estadual	9.317,11	166,20	1,78%
Parque Estadual Rio do Peixe	Parque Estadual	7.712,66	2.430,40	31,51%
Parque Estadual Rio Turvo	Parque Estadual	73.627,49	6.529,63	8,87%
Parque Estadual Serra do Mar	Parque Estadual	322.000,22	4.908,58	1,52%
Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR)	Parque Estadual	35.902,17	812,96	2,26%
Parque Estadual Vassununga	Parque Estadual	2.017,14	45,66	2,26%
Parque Estadual Xixová Japuí	Parque Estadual	580,41	18,90	3,26%
Refúgio de Vida Silvestre Aimorés	Refúgio de Vida Silvestre	1.723,75	125,45	7,28%
Reserva Biológica Alto da Serra de Paranapiacaba	Reserva Biológica	392,09	13,54	3,45%
Reserva Biológica Mogi-Guaçu	Reserva Biológica	435,16	21,59	4,96%

Fonte: Autoria própria.

TABELA S2 – Distribuição das áreas restauráveis por Zonas de Amortecimento, de acordo com sua categoria, presença de plano de manejo, área total da ZA, área restaurável e percentual de área restaurável em relação à área total da ZA.

Unidade	Categoria	Plano de Manejo	Área da ZA (ha)	Área Restaurável (ha)	Área Restaurável (%)
Estação Ecológica Angatuba	Estação Ecológica	Não	9.983,88	3.132,27	31,37%
Estação Ecológica Assis	Estação Ecológica	Não	8.683,94	2.268,43	26,12%
Estação Ecológica Avaré	Estação Ecológica	Não	6.300,02	2.071,16	32,88%
Estação Ecológica Bananal	Estação Ecológica	Sim	8.122,86	1.921,15	23,65%
Estação Ecológica Barreiro Rico	Estação Ecológica	Não	5.028,43	1.714,78	34,10%
Estação Ecológica Caetetus	Estação Ecológica	Sim	53.365,98	29.972,25	56,16%
Estação Ecológica Chauás	Estação Ecológica	Não	12.070,50	898,84	7,45%
Estação Ecológica Ibicatu	Estação Ecológica	Sim	2.662,74	1.517,21	56,98%
Estação Ecológica Itaberá	Estação Ecológica	Não	4.487,06	899,20	20,04%
Estação Ecológica Itapeti	Estação Ecológica	Sim	2.036,86	796,95	39,13%
Estação Ecológica Itapeva	Estação Ecológica	Não	4.125,98	262,19	6,35%
Estação Ecológica Itirapina	Estação Ecológica	Não	9.532,41	2.068,26	21,70%
Estação Ecológica Jataí	Estação Ecológica	Sim	37.069,29	4.480,63	12,09%
Estação Ecológica Juréia-Itatins	Estação Ecológica	Não	42.823,81	4.430,05	10,34%
Estação Ecológica Marília	Estação Ecológica	Não	11.212,14	9.059,91	80,80%
Estação Ecológica Mata do Jacaré	Estação Ecológica	Não	4.273,65	747,71	17,50%
Estação Ecológica Mogi-Guaçu	Estação Ecológica	Não	7.675,46	2.713,38	35,35%
Estação Ecológica Noroeste Paulista	Estação Ecológica	Não	5.031,84	2.846,62	56,57%
Estação Ecológica Paranapanema	Estação Ecológica	Não	6.056,26	719,33	11,88%
Estação Ecológica Paulo de Faria	Estação Ecológica	Sim	12.651,89	4.905,55	38,77%
Estação Ecológica Ribeirão Preto	Estação Ecológica	Sim	2.692,95	712,13	26,44%
Estação Ecológica Santa Bárbara	Estação Ecológica	Não	11.175,13	3845,26	34,41%
Estação Ecológica Santa Maria	Estação Ecológica	Não	8.997,57	2.341,79	26,03%
Estação Ecológica Sebastião Aleixo da Silva (EEc de Bauru)	Estação Ecológica	Sim	3.419,02	1.515,79	44,33%
Estação Ecológica Valinhos	Estação Ecológica	Não	3.324,24	880,77	26,50%

Estação Ecológica Xituê	Estação Ecológica	Sim	9.496,80	181,37	1,91%
Monumento Natural Estadual da Mantiqueira Paulista	Monumento Natural	Não	14.561,60	10.144,10	69,66%
Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú	Monumento Natural	Não	11.094,01	5.094,01	45,92%
Monumento Natural Estadual da Pedra Grande	Monumento Natural	Sim	3.666,40	1.800,57	49,11%
Mosicao Jacupiranga (Parque Estadual Caverna do Diabo; Lagamar de Cananéia; Rio Turvo)	Parque Estadual	Sim	140.467,84	36.545,17	26,02%
	Parque Estadual	Sim			
	Parque Estadual	Sim			
Parque Estadual Aguapeí	Parque Estadual	Sim	75.866,12	26.884,95	35,44%
Parque Estadual Águas da Billings	Parque Estadual	Não	5.502,37	720,29	13,09%
Parque Estadual Águas da Prata	Parque Estadual	Não	3.796,10	1.898,29	50,01%
Parque Estadual Assessoria de Reforma Agrária	Parque Estadual	Não	4.439,51	3.057,09	68,86%
Parque Estadual Campina do Encantado	Parque Estadual	Sim	15.959,03	4.196,34	26,29%
Parque Estadual Campos do Jordão	Parque Estadual	Sim	7.920,62	2.012,05	25,40%
Parque Estadual Cantareira	Parque Estadual	Sim	28.876,65	8.902,73	30,83%
Parque Estadual Carlos Botelho	Parque Estadual	Sim	89.747,35	8.858,32	9,87%
Parque Estadual Furnas do Bom Jesus	Parque Estadual	Não	10.365,33	5.347,65	51,59%
Parque Estadual Ilha do Cardoso	Parque Estadual	Não	9.082,50	48,10	0,53%
Parque Estadual Intervales	Parque Estadual	Sim	17.6601,30	17.048,45	9,65%
Parque Estadual Itaberaba	Parque Estadual	Sim	33.843,54	14.156,49	41,83%
Parque Estadual Itapetinga	Parque Estadual	Sim	28.110,58	10.480,52	37,28%
Parque Estadual Itinguçu	Parque Estadual	Não	3.122,57	199,94	6,40%
Parque Estadual Jaraguá	Parque Estadual	Sim	638,44	184,42	28,89%
Parque Estadual Juquery	Parque Estadual	Não	9.328,25	2.830,51	30,34%
Parque Estadual Jurupará	Parque Estadual	Sim	125.804,81	9.380,30	7,46%
Parque Estadual Mananciais de Campos do Jordão	Parque Estadual	Sim	1.066,54	166,49	15,61%
Parque Estadual Morro do Diabo	Parque Estadual	Sim	20.650,78	1.2675,05	61,38%
Parque Estadual Nascentes do Paranapanema	Parque Estadual	Não	13.212,00	602,36	4,56%
Parque Estadual Porto Ferreira	Parque Estadual	Sim	5.992,20	1.298,01	21,66%
Parque Estadual Prelado	Parque Estadual	Não	664,85	27,13	4,08%
Parque Estadual Restinga de Bertioiga	Parque Estadual	Sim	9.855,98	1.035,55	10,51%

Parque Estadual Rio do Peixe	Parque Estadual	Sim	55.800,46	27.028,00	48,44%
Parque Estadual Serra do Mar	Parque Estadual	Sim	448.566,67	79.031,72	17,62%
Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR)	Parque Estadual	Sim	156.590,75	20.844,36	13,31%
Parque Estadual Vassununga	Parque Estadual	Sim	22.909,43	5.024,73	21,93%
Parque Estadual Xixová Japuí	Parque Estadual	Sim	26.243,77	1.587,64	6,05%
Refúgio de Vida Silvestre Aimorés	Refúgio de Vida Silvestre	Não	16.589,95	7.036,12	42,41%
Reserva Biológica Alto da Serra de Paranapiacaba	Reserva Biológica	Não	3.645,83	145,97	4,00%
Reserva Biológica Mogi-Guaçu	Reserva Biológica	Não	9.125,80	3.116,06	34,15%

Fonte: Autoria própria.

ANEXO II

DEFINIÇÃO DA BASE DE DADOS PARA ÁREAS RESTAURÁVEIS

A comparação entre as coleções do MapBiomias ressaltou a escolha criteriosa da base de dados para estudos de restauração ecológica. Embora a Coleção BETA (10m, Sentinel-2) tenha maior resolução, ela superestimou as áreas restauráveis em 1.007,38 ha em relação à Coleção 8.0 (30m, Landsat). Apesar de estudos não indicarem uma diferença tão significativa entre os sensores Sentinel-2 e Landsat-8 no mapeamento do uso e cobertura do solo (Sánchez-Espinosa; Schröder, 2019; Ghayour *et al.*, 2021; Yan *et al.*, 2023), o Sentinel-2 é frequentemente apontado como mais preciso devido à sua maior resolução espacial e bandas adicionais (Astola *et al.*, 2019; Phiri *et al.*, 2020). No entanto, pesquisas recentes sugerem que classes como áreas urbanas, solos expostos e vegetação rala podem ser confundidas devido à similaridade espectral, o que pode resultar em classificações errôneas (Nasiri *et al.*, 2022). A integração de múltiplas fontes de dados, como bandas espectrais, índices de vegetação, dados SAR (*Synthetic Aperture Radar* ou Radar de abertura sintética) e informações topográficas, tende a impactar mais a acurácia da classificação do que apenas a escolha entre imagens de maior ou menor resolução (Quan *et al.*, 2020; Nasiri *et al.*, 2022; Radeloff *et al.*, 2024).

A principal limitação observada na Coleção BETA foi a maior proporção de classificação incorreta de áreas alagadas como áreas restauráveis em comparação com a Coleção 8. Essas áreas, caracterizadas por formações pioneiras com influência fluvial, foram erroneamente interpretadas como degradadas e, portanto, incluídas na estimativa de áreas restauráveis. A comparação com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (São Paulo, 2020), assim como uso do Google Earth Pro imagens históricas, confirmou que essas formações como áreas que sofrem alagamentos em determinados períodos, ou seja, áreas que não deveriam ser consideradas para restauração, uma vez que são ecossistemas naturais e não refletem um processo de degradação.

Essa problemática na classificação de áreas alagadas/úmidas já é observada no próprio MapBiomias, que agrupa essas áreas sob a denominação 'Campo Alagado e Área Pantanosa'. Embora os dados da Coleção BETA não apresentem as estatísticas de acurácia, é informado que seguem a mesma metodologia da Coleção 7.1, essa que apresenta uma das menores acurácias para a classe de Campo Alagado e Área Pantanosa, com erro de inclusão de 57,83% e erro de

omissão de 57,61%. A dificuldade no mapeamento dessas áreas é amplamente reconhecida na literatura, especialmente devido à variabilidade sazonal, à influência da hidrodinâmica local e à complexidade espectral dessas regiões (Hu *et al.*, 2016; Davidson; Fluet-Chouinard; Finlayson, 2018; Sánchez-Espinosa; Schröder, 2019; Tootchi; Jost; Ducharne, 2019). A dinâmica hídrica pode modificar rapidamente a extensão e a reflectância dessas superfícies, dificultando sua diferenciação em imagens de satélite. Além disso, a presença de vegetação aquática, solos encharcados e transições graduais entre ambientes úmidos e terrestres adicionam incertezas à classificação, resultando em erros de inclusão e omissão (Kingsford; Basset; Jackson, 2016; Mahdavi *et al.*, 2017; Sánchez-Espinosa; Schröder, 2019).

Outro problema identificado na Coleção BETA de 10 m foi a classificação equivocada de estradas como áreas restauráveis. Essas estradas foram frequentemente confundidas com áreas de pastagem, o que pode ser atribuído à similaridade visual entre as duas classes em imagens de alta resolução. Essa limitação reflete o caráter preliminar da Coleção BETA, que ainda se encontra em fase de aprimoramento e necessita de ajustes metodológicos para aumentar sua confiabilidade. Em contrapartida, a Coleção 8.0, com resolução de 30 m, apresenta um processo de validação mais consolidado e recebe atualizações periódicas, o que resulta em maior acurácia na classificação do uso do solo. Ainda assim, erros semelhantes também foram observados na Coleção 8.0, com estradas ocasionalmente sendo confundidas com áreas restauráveis. No entanto, devido ao refinamento contínuo do modelo e ao uso de um histórico mais amplo de imagens para treinamento, a frequência desse erro foi menor em comparação à Coleção BETA de 10 m.

Além das diferenças na qualidade das classificações e da ausência de dados de acurácia, a Coleção de 10 m apresenta uma limitação temporal, abrangendo apenas o período de 2016 a 2022. Em contraste, a Coleção de 30 m possui uma cobertura muito mais extensa, de 1985 a 2022, permitindo o uso de um volume significativamente maior de imagens de satélite no treinamento do algoritmo de classificação. Além disso, a Coleção de 30 m conta com atualizações anuais e constantes aprimoramentos metodológicos, garantindo maior estabilidade e confiabilidade nos dados ao longo do tempo. Já a Coleção de 10 m ainda está em fase BETA, o que implica menor maturidade do produto e maior suscetibilidade a inconsistências. Por esse motivo, seu uso para comparações com outras coleções ainda é pouco recomendado, especialmente para análises de longo prazo que exigem séries temporais robustas e bem validadas.

Assim, ao considerar as particularidades e limitações de cada base de dados, a Coleção 8.0 foi reconhecida como a mais adequada para identificar áreas restauráveis, devido à sua maior maturidade e por possuir dados sobre sua acurácia. O uso dessa base assegura maior precisão nos resultados, reduzindo o risco de erros de classificação que poderiam impactar o planejamento e a execução de estratégias de restauração ecológica. É importante enfatizar que ambas as bases apresentam limitações, principalmente relacionadas à classificação de uso do solo. Ainda assim, a Coleção 8.0 se destaca por sua abordagem mais conservadora, indicando valores inferiores aos da Coleção BETA de 10 metros. Essa perspectiva mais cautelosa diminui a chance de superestimar as áreas potencialmente restauráveis, contribuindo para um planejamento mais realista e baseado em dados confiáveis.