



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO DA CONECTIVIDADE DA
PAISAGEM NAS BACIAS DOS RIOS CAMANDUCAIA E PEIXE, NOS ESTADOS DE
MINAS GERAIS E SÃO PAULO

Por

FLÁVIA BALDERI

NAZARÉ PAULISTA, 2020



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO DA CONECTIVIDADE DA
PAISAGEM NAS BACIAS DOS RIOS CAMANDUCAIA E PEIXE, NOS ESTADOS DE
MINAS GERAIS E SÃO PAULO

Por

FLÁVIA BALDERI

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

ANGELA PELLIN
ALEXANDRE UEZU
LAURY CULLEN JUNIOR

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

Ficha Catalográfica

Balderi, Flávia

Priorização de áreas para restauração da conectividade da paisagem nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe, nos estados de Minas Gerais e São Paulo, 2020. 70 pp.

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

1. Palavra chave 1: conectividade
 2. Palavra chave 2: restauração
 3. Palavra chave 3: Áreas de Preservação Permanente
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

Nazaré Paulista, 2020

Prof. Dr. Ângela Pellin

Prof. Dr. Alexandre Uezu

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Dedico esse trabalho à instituição que me inspira, que me possibilitou encontrar meus talentos e entender a necessidade do mundo, que mostrou meu propósito de vida. Mais da metade da minha história dedicada à **Associação Ambientalista Copaíba** – é por sua missão e causa que eu continuo defendendo a Mata Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à ESCAS, a oportunidade de estudo, de ter conhecido professores e profissionais incríveis que carrego comigo, para o resto da minha vida, pela rede de contatos, vivências e experiências inspiradoras. Pela bolsa de estudos, sem a qual eu jamais conseguiria ter feito o mestrado, que sonhei por muitos anos. Agradeço todo o time do IPÊ, que sempre nos recebeu com tanto carinho, nos acolheu com deliciosas refeições. Obrigada por tudo!

À Ângela Pellin, minha orientadora, pela atenção, pelas contribuições, palavras de carinho e incentivo, que abraçou a causa da Copaíba e contribuiu nesse trabalho e também no Plano de Manejo da nossa RPPN.

Ao Alexandre Uezu, profissional e pessoa que eu admiro, membro essencial do meu comitê de orientação, que me ajudou muito desde o primeiro momento que compartilhei a ideia da minha pesquisa até o último minuto que estive trabalhando nessa dissertação. Agradeço ao Ale pela paciência, pelas orientações, discussões, dicas, por ajudar com SIG, Programa R, Conefor, com as análises, por tirar minhas dúvidas, inclusive nos fins de semana.

Ao Laury Cullen, do meu comitê de orientação, pelas contribuições, conversas e troca de experiências.

Ao querido professor Gerson Silveira, pelas conversas, pelas contribuições na dissertação, pelas discussões e sugestões. Pessoa que me inspira, que eu tanto admiro. Sou grata ao professor pela amizade e pela minha formação como pessoa e profissional.

À minha irmã, amiga, companheira de trabalho, de luta, de missão de vida, e de pedal, Ana Paula Balderi, pela força e pelas importantes contribuições nesse trabalho. Sou muito feliz por tê-la comigo nessa longa, difícil, mas gratificante jornada, pela conservação da natureza.

À Mayra Flores Tavares, minha amiga da vida e de trabalho, companheira da causa ambiental, que me ajudou nas discussões, na formação de ideias para que esse trabalho possa ser útil e aplicável no nosso dia a dia da, na Copaíba. Profissional e pessoa admirável, a quem eu desejo um lindo e brilhante futuro!

Ao Chese (Richieri Sartori) pela ajuda com as análises estatísticas, pelas conversas norteadoras, pela amizade e por compartilharmos propósitos semelhantes.

Ao Edson Santiami, pela contribuição nos mapas, com o SIG, até de domingo à noite, com a maior paciência, me ajudando nas análises.

À Fran (Francy Forero), minha super amiga e adorável companheira de quarentena, por me ajudar a encontrar inspiração nas coisas chatas (tipo escrever a dissertação) e ver o lado bom das coisas, por mais complexas que pareçam; pela empolgação de todas as manhãs; pelos bolos no fim de um dia conturbado; pelas prontas respostas e dicas às minhas incansáveis perguntas sobre meu projeto de pesquisa, por ter me ajudado a meditar; pelo apoio moral nos momentos de desespero, pelas horas e horas de boas conversas, de risadas, filmes, séries que foram indispensáveis nesse período.

Às minhas amigas do coração, Marina Franco e Uchi Zucato que estavam contando, junto comigo, os dias para o fim desse “interminável” trabalho... Agradeço a amizade, força e apoio, pelas comemorações, festinhas, risadas e boas conversas nas horas em que eu precisava “espairecer”. Rumo à vida normal, pós mestrado!

Ao Conselho Diretor da Copaíba e Tiago Sartori, pela compreensão e paciência comigo durante esses dois últimos anos bem corridos e intensos.

Aos meus pais, Glaucia e João Sidney Balderi, pela força e apoio para que eu seguisse com esse e outros projetos da minha vida!

E aos meus amigos da turma de mestrado, Deia Pitta Lima, Nitinha Valente, Carol Rosa, Dani Venturi, Ennio Painkow, Francy Forero, Lele Duarte, Gabi Goulart, Mari Rossi, Rafa Cassani e Thi Nogueira, pela amizade, pelas trocas, pela oportunidade de ter convivido com todos. Essas pessoas foram um presente que o mestrado e a vida me deram. Sou grata a cada um pelos ensinamentos, pela super companhia, pelas risadas, happy hours, músicas, pelas piadas, conversas uteis e inúteis, pelas intensas horas trabalhando juntos até tarde da noite, pelos momentos inesquecíveis no IPÊ e no Pontal, por ter conhecido a história de cada um. Agradeço a esse grupo que fez do nosso mestrado, um dos períodos mais importantes da minha vida, que pude crescer, aprender, e admirar essa galera incrível cheia de força e determinação!

Lista de Tabelas

Tabela 1 Descrição dos modelos criados para explicar a influencia do potencial de conectividade e declividade no processo de restauração florestal monitorados pelo Pacto, sendo o M0 o modelo que não combina nenhuma variável para explicar o aumento das áreas em restauração florestal; o M1 o modelo em que considera apenas o potencial de conectividade para explicar a restauração florestal; o M2 o modelo que considera apenas o grau de declividade para explicar a restauração florestal e o M3 o modelo que considera a combinação do potencial da conectividade e o grau de declividade para explicar a restauração florestal das areas.....	39
Tabela 2 Descrição dos modelos criados para explicar a influencia do potencial de conectividade, declividade e idade dos plantios na riqueza de espécies e na densidade de árvores nas áreas em restauração florestal.....	39
Tabela 3 Quantidade e percentual de fragmentos florestais identificados nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe de acordo com diferentes classes de tamanho, que variam de 1 hectare até maior que 500 hectares. Em destaque a quantidade de fragmentos florestais maiores que 10 e 30 hectares.	41
Tabela 4 Distribuição em categorias dos fragmentos florestais de acordo com os valores do Índice Integral de Conectividade (dIIC) que variam do “muito baixo” até o “muito alto”, quantidade de fragmentos em cada categoria de conectividade, seus percentuais e tamanho de área em hectares.....	43
Tabela 5 Distribuição das categorias das áreas prioritárias das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, de acordo com o Índice Integral de Conectividade (IIC), com os respectivos tamanhos das áreas e o percentual.	45
Tabela 6 Classificação do potencial de conectividade das Áreas de Preservação Permanente das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, de acordo com os valores do Índice Integral de Conectividade, o tamanho das APPs de cada uma das categorias de conectividade e o percentual que essas áreas ocupam dentro das duas bacias hidrográficas.....	47
Tabela 7 Número de propriedades inscritas no CAR com relação a seu tamanho por módulos fiscais e percentual de área e propriedade	49
Tabela 8 Áreas de Preservação Permanente Prioritárias (de maior conectividade), sua distribuição nos respectivos imóveis conforme tamanho da área, seus percentuais e quantidade de imóveis inscritos no CAR onde estão localizadas essas áreas.	49
Tabela 9 Resultados da seleção de modelos, em que o Modelo 3 (M3) apresenta o resultado mais plausível ($AICc_{min} - AICc = \Delta AIC$; $\Delta AIC = 0$) para explicar a influência da variável conectividade (x1) combinada com a variável declividade (x2) na regeneração natural.....	53

Tabela 10 Parcelas de monitoramento das áreas em processo de restauração e a sua localização de acordo com as categorias de potencial de conectividade que variam de muito baixo a muito alto	55
Tabela 11 Importância relativa do peso de cada variável explicativa (x1, x2 e x3) em cada uma das variáveis respostas dos dois grupos analisados de monitoramento da Copaíba (riqueza e densidade) e de monitoramento do Pacto (restauração florestal)	57
Tabela 12 Resultados da seleção de modelos pela distribuição Binomial Negativa, em que os modelos 2, 4 e 6 (M2, M4 e M6) apresentam os resultados mais plausíveis ($AICc_{min} - AICc = \Delta AIC$; $\Delta AIC > 2$) para explicar a influência das variáveis conectividade (x1), declividade (x2) e idade (x3) na riqueza de espécies nas áreas em processo de restauração monitoradas pela Copaíba. ..	57
Tabela 13 Resultados da seleção de modelos pela distribuição Binomial Negativa, em que o modelo nulo (M0) apresenta o resultado mais plausível ($AICc_{min} - AICc = \Delta AIC$; $\Delta AIC > 2$) para explicar a influência das variáveis conectividade (x1), declividade (x2) e idade (x3) na densidade de árvores nas áreas em processo de restauração, ou seja, o modelo selecionado não tem efeito na influência das variáveis explicativas para a densidade.	58
Tabela 14 Estimativa de custo da restauração das Áreas de Preservação Permanente nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe, o tipo de intervenção e métodos de restauração indicados, de acordo com o potencial de conectividade (IIC), que varia de muito baixo até muito alto.	60

Lista de Figuras

Figura 1. Localização das bacias dos rios do Peixe (roxo) e Camanducaia (verde) (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a).....	32
Figura 2. Gráfico dos fragmentos florestais identificados nas bacias hidrográficas dos rios Camanducaia e Peixe e seus respectivos tamanhos, distribuídos em classes que variam de 1 hectare até maiores que 500 hectares.	42
Figura 3 Gráfico do percentual de área ocupada por cada uma das categorias do Índice Integral de Conectividade (dIIC) dos fragmentos florestais das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, que variam de valores muito baixo de dIIC até muito alto.....	43
Figura 5 Mapa dos Índice Integral de Conectividade (IIC) dos fragmentos florestais, considerando os valores mais baixos de conectividade na cor verde escuro e os valore mais altos de conectividade na cor vermelha.	44
Figura 6 Mapa das áreas prioritárias para restauração da conectividade das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, com base nos valores do Índice Integral de Conectividade (IIC), sendo os valores mais baixos em verde escuro e os valores mais altos em vermelho.	46
Figura 7 APP prioritárias para aumento da conectividade das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, com base nos valores do Índice Integral de Conectividade (IIC), sendo os valores mais baixos em verde escuro e os valores mais altos em vermelho.	47
Figura 8 Mapa dos imóveis inscritos no CAR dentro das bacias Camanducaia e Peixe, com cores variadas de acordo com o tamanho da propriedade.....	48
Figura 9 Mapa das Áreas de Preservação Permanente (APP) das bacias dos rios Camanducaia e Peixe com Potencial de Conectividade Muito Alto e a sua distribuição nas propriedades inscritas no CAR.	50
Figura 10 Mapa de declividade das bacias Camanducaia e Peixe	51
Figura 11 Polígonos das áreas em restauração florestal monitoradas pelo Pacto para Restauração da Mata Atlântica e sua distribuição no mapa de potencial de conectividade das bacias dos rio Camanducaia e Peixe, considerando as diferentes categorias do Índice Integral de Conectividade (IIC).....	53
Figura 12 Gráfico de dispersão mostrando o efeito da declividade nas áreas de restauração florestal monitoradas pelo Pacto da região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe	54

Figura 13 Gráfico de dispersão mostrando o efeito do potencial de conectividade nas áreas de restauração florestal monitoradas pelo Pacto da região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe.....	55
Figura 14 Mapa com a localização das parcelas de monitoramento das áreas em processo de restauração florestal da Associação Ambientalista Copaíba, distribuídas nas diferentes categorias das áreas prioritárias para restauração da conectividade.	56
Figura 15 Gráfico de dispersão mostrando o efeito da declividade na riqueza de espécies nas áreas em processo de restauração monitoradas pela Copaíba ...	58

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
1. RESUMO.....	13
ABSTRACT	14
2. INTRODUÇÃO	15
1.1. Mata Atlântica das bacias dos rios Camanducaia e Peixe	17
3. OBJETIVOS.....	19
3.1. Objetivo Geral	19
3.2. Objetivos específicos.....	19
4. REFERENCIAL TEÓRICO	20
4.2. Perda e Fragmentação de habitat.....	20
4.3. A restauração ecológica como estratégia de conectividade da paisagem	21
4.4. Análise da conectividade para nortear ações de restauração ecológica - Ecologia da Paisagem e aplicações	23
4.5. A Restauração ecológica	26
4.6. Oportunidades de restauração ecológica	27
4.7. Governança para restauração ecológica.....	29
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
5.1. Área de estudo	31
5.2.2. Cálculo das métricas de Conectividade e Análise da Paisagem	35
6. RESULTADOS	41
6.3. Levantamento de custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias	59
7. DISCUSSÃO	60
7.1. Conectividade da paisagem	60
7.2. Influência da paisagem nas áreas de regeneração natural e restauração florestal	64
7.3. Levantamento de custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias	67
8. CONCLUSÃO.....	69
9. REFERÊNCIAS.....	71

10. ANEXOS 85

1. RESUMO

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NAS BACIAS DOS RIOS CAMANDUCAIA E PEIXE, NOS ESTADOS DE MINAS GERAIS E SÃO PAULO

Por
Flávia Balderi

Outubro, 2020

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Angela Pellin

A perda e a fragmentação de habitats são umas das maiores ameaças para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. O bioma Mata Atlântica é um forte exemplo disso e as ações de restauração florestal que vem ocorrendo nos últimos anos constituem uma importante estratégia de combate a fragmentação, restabelecendo a conectividade da paisagem. Para otimizar esforços e recursos voltados à restauração, é necessário planejar e conhecer a distribuição e configuração dos fragmentos florestais existentes. Mapeamos a região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe (SP e MG) e avaliamos a influência das características da paisagem nas áreas em processo de restauração, com objetivo de identificar as prioritárias para ampliação da conectividade da paisagem dessa região. O estudo mostra que, por conta da declividade e do histórico de uso e ocupação do solo, as áreas de maior potencial de conectividade (3 mil hectares distribuídos) estão localizadas na região centro-oeste da bacia do Camanducaia, sendo necessário o investimento de 40 milhões de reais para sua restauração. Apesar disso, se o passivo ambiental de 39 mil hectares de Áreas de Preservação Permanente fosse cumprido por meio da restauração, a cobertura florestal dessa região aumentaria de 16% para 29%, contribuindo para o aumento da conectividade. As áreas de menor potencial de conectividade são justamente as áreas em que os fragmentos florestais são muito pequenos e distantes entre si, portanto, são mais susceptíveis a serem eliminados, devido à pressão de outros usos do solo no seu entorno. Há necessidade de se ponderar a discussão sobre priorização de áreas, principalmente se essas áreas se

concentram em pequenas propriedades e tende a reduzir a responsabilidade de restauração dos grandes proprietários.

ABSTRACT

PRIORITIZING AREAS FOR RESTORING LANDSCAPE CONNECTIVITY IN THE RIVER BASINS CAMANDUCAIA AND PEIXE, IN THE STATES OF MINAS GERAIS AND SÃO PAULO

Per

Flávia Balderi

October 2020

Advisor: Prof^a. Dr^a. Angela Pellin

The loss and fragmentation of habitats are one of the greatest threats to the conservation of biodiversity and ecosystem services. The Atlantic Rainforest biome is a strong example of this and the forest restoration actions, that have been taking place in recent years, constitute an important strategy to combat fragmentation to reestablish the connectivity of the landscape. To optimize efforts and resources aimed at restoration, it is necessary to plan and know the distribution and configuration of the existing forest fragments. We mapped the region of the Camanducaia and Peixe river basins (SP and MG) and evaluated the influence of landscape characteristics in areas undergoing forest restoration, to identify the priority areas for expanding the connectivity of the landscape in this region. The study shows that, due to the declivity and history of land use and occupation, the areas with the greatest potential for connectivity (3 thousand hectares spread over 748 properties) are located in the western region of the Camanducaia basin, requiring the investment of US\$ 7,4 million for its restoration. Despite this, if the environmental liability of 39 thousand hectares of Permanent Preservation Areas were fulfilled through restoration, the forest coverage of this region would increase from 16% to 29%, contributing to the increase in connectivity. The areas with the least potential for connectivity are precisely the areas in which the forest fragments are very small and distant from each other, therefore, they are more susceptible to being eliminated, due to pressure from other uses, and occupation of the surrounding soil. There is a need to

consider the discussion on prioritizing areas, especially if these areas are concentrated on small properties and tend to reduce the responsibility for the restoration of large landowners.

2. INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats são umas das maiores ameaças para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (FAHRIG, 2003). A derrubada das florestas ou sua gradual substituição por outros usos e ocupação do solo é consequência de diferentes ações antrópicas como o avanço da pecuária, expansão urbana, de fronteiras agrícolas e extração de madeira (HOLL, 2007; TABARELLI; GASCON, 2005). Com o desmatamento, extensas e contínuas áreas de florestas são perdidas e como consequência, transformadas em fragmentos, isolados e de diferentes tamanhos (FAHRIG, 2003; GASCON, 2000; TABARELLI et al., 2005). Muitas espécies presentes nesses habitats tendem a serem perdidas pelo isolamento e redução do tamanho da população, endocruzamento e competição inter e intraespecífica (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015). Além das perdas relacionadas aos serviços ecossistêmicos, como perda da qualidade e quantidade de água, aumento de emissões de gases de efeito estufa, mudanças climáticas que afetam a fertilidade dos solos, produção de alimentos, a migração de pessoas em busca de renda, e por fim, gerando consequências econômicas negativas (DITT et al., 2010; SILVA JUNIOR et al., 2020)

Diante da perda da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e da necessidade de restabelecer os processos ecológicos, a restauração ecológica surge como uma das ações fundamentais para reverter essa situação, visando o aumento da quantidade e a melhoria da qualidade dos habitats remanescentes (ENGEL; PARROTTA, 2003; TABARELLI; GASCON, 2005). Nessa tentativa, diversos são os movimentos internacionais e compromissos de restauração ecológica assumidos pelo mundo e pelo Brasil, como as Metas de Aichi, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, acordos internacionais – Bonn Challenge e Iniciativa 20x20 na América Latina, para restauração de 350 milhões de hectares de áreas degradadas no mundo até 2030 (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2020; INTERNATIONAL

UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES, 2019; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2019; PNUD BRASIL, 2020). Em 2015, o governo brasileiro se comprometeu, durante a Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (COP21 em Paris), a restaurar 12 milhões de hectares.

Em virtude do atual cenário de degradação e diante da necessidade de restaurar extensas paisagens, o planejamento das ações de restauração levando em consideração a priorização de áreas é essencial para se alcançar a efetividade desse processo (TAMBOSI, 2014). Para ordenar esforços e recursos que fomentarão as estratégias de restauração, de forma mais efetiva e econômica é necessário planejar e conhecer a distribuição e configuração dos fragmentos florestais existentes.

A priorização das áreas pode ser direcionada para diferentes objetivos e escalas. Alguns autores defendem que, em uma escala mais ampla, áreas que possuem alto valor biológico e, atualmente encontram-se degradadas, precisam ser priorizadas (METZGER, 2003), outros defendem que a prioridade deve ser dada ao aumento de habitats na paisagem (FAHRIG, 2017). Numa escala menor, as Áreas de Preservação Permanente merecem atenção em virtude das funções desempenhadas por elas, inclusive no aumento da conectividade da paisagem (METZGER, 2003). Outros autores, ainda sob o olhar de restabelecer as funções da paisagem e contribuir para diminuir os riscos de perda da biodiversidade, consideram como áreas prioritárias para a restauração aquelas que proporcionarão o aumento da conectividade (METZGER, 2003; UEZU; METZGER, 2011; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; VIANA; PINHEIRO, 1998).

A conectividade pode ser compreendida como a capacidade da paisagem em regular a movimentação dos organismos (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). O restabelecimento da conexão entre habitats pode favorecer os fluxos biológicos e os movimentos de organismos, possibilitando o aumento da diversidade de espécies (METZGER, 2003).

Tendo em vista o planejamento da restauração da conectividade, projetos e programas com essa finalidade devem ainda considerar as estratégias mais adequadas a serem adotadas, levando em conta o potencial de regeneração natural das áreas, ou

seja, sua capacidade de resiliência (CUNHA et al., 2013; TAMBOSI et al., 2014; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012) visando potencialmente a redução dos custos de implementação para a restauração (CROUZEILLES et al., 2019a).

Nesse sentido, outros fatores podem impulsionar o sucesso da restauração tanto em escala local, quanto em escala de paisagem. O tempo decorrido do processo de restauração é um desses fatores, em que a estrutura da vegetação e composição florística são favorecidos com o passar dos anos (LONDE et al., 2020). O próprio contexto da paisagem, o histórico e o tipo de perturbação também podem influenciar o bom desenvolvimento das áreas em processo de restauração florestal (SILVA et al., 2007). Isso está relacionado às condições do relevo que limitam as ocupações e uso solo em decorrência de altas declividades, onde o acesso é mais difícil e mais custoso, favorecendo a manutenção da cobertura vegetal e a regeneração natural (CROUZEILLES et al., 2016).

O bioma Mata Atlântica é um exemplo importante de fragmentação, composta por um mosaico de poucas áreas extensas de florestas e uma porção bem maior de pequenos fragmentos florestais, com diferentes graus de degradação (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Cerca de 80% dos remanescentes de florestas são menores do que 50 ha (DA FONSECA et al., 2004; RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2012). Depois de muitos anos sendo degradada, a vegetação nativa secundária da Mata Atlântica volta a crescer em áreas em que sua cobertura vegetal nativa foi completamente removida, apresentando hoje, cerca de 26% dessa vegetação (REZENDE et al., 2018b; SILVA JUNIOR et al., 2020). Por conta de sua riqueza de espécies e o alto grau de ameaça, a Mata Atlântica é considerada como um dos *hotspots* da biodiversidade do planeta (BRANCALION et al., 2012b; DA FONSECA et al., 2004; MYERS et al., 2000; TABARELLI et al., 2005).

Neste contexto, garantir a conservação da Mata Atlântica e sua biodiversidade em longo prazo é um grande desafio e extremamente importante, mas depende de ações de manejo dos ecossistemas voltados a esse fim.

1.1. Mata Atlântica das bacias dos rios Camanducaia e Peixe

Em diferentes regiões do domínio da Mata Atlântica, as perturbações humanas e a transformação das paisagens se repete. A bacia hidrográfica do rio Camanducaia (sub-bacia do rio Piracicaba) e a bacia hidrográfica do Rio do Peixe (sub-bacia do rio Mogi Guaçu), localizadas no sul do Estado de Minas Gerais e leste do São Paulo, não foram exceções dentro da histórica e intensa degradação ambiental desse bioma. Restam apenas 17% de vegetação nativa nos municípios dessa região (PROJETO MAPBIOMAS, 2019) que foi submetida a sucessivos ciclos econômicos agropastoris (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2010; BENINCASA, 1940; PEREIRA, 2009). Muitas áreas foram devastadas, favorecendo a fragmentação florestal, o efeito de borda, e vários outros impactos negativos na biodiversidade gerados pela perda da vegetação nativa.

Segundo o relatório técnico sobre a importância dos fragmentos florestais para a conectividade funcional das bacias dos rios Camanducaia e Peixe (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a), a região encontra-se altamente fragmentada, e além disso, seus remanescentes florestais em sua maior parte, quase 90%, possuem áreas menores que 10 hectares. Esse mesmo estudo mostrou que 94% dos fragmentos florestais presentes nessas duas bacias hidrográficas foram considerados com índice “muito baixo” de conectividade. Isso significa que, de acordo com o tamanho, a forma, e o grau de isolamento desses fragmentos, o potencial para conecta-los entre si ou entre outros fragmentos, maiores do que eles, é muito pequeno.

Entretanto, iniciativas de restauração da cobertura vegetal nativa vêm sendo realizadas na região. A exemplo disso, o trabalho da Associação Ambientalista Copaíba, uma Organização da Sociedade Civil sem fins lucrativos que em 20 anos de trabalho, com projetos de restauração florestal em parceria com propriedades localizadas nas duas bacias hidrográficas, restaurou 450 hectares de áreas (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019b).

Mesmo com a paisagem fragmentada, nos remanescentes florestais é encontrada uma alta riqueza de espécies vegetais, devido principalmente às diversas condições geológicas, topográficas e climáticas da região (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a). Tais fragmentos florestais apresentam exemplares de numerosas espécies nativas, que podem ser fontes de frutos e

sementes, necessárias à formação de mudas para a restauração florestal (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a; SARTORI et al., 2015; SARTORI; CARVALHO; VAN DEN BERG, 2007).

A fragilidade da Mata Atlântica nas bacias do rio Camanducaia e Peixe resulta um estudo de caso interessante que pode ser replicado para outras regiões do bioma, em que suas florestas encontram-se fragmentadas, podendo assim nortear estratégias de política pública e tomada de decisão para o aumento da conectividade da paisagem. Para isso, faz-se necessária a identificação de áreas prioritárias; o conhecimento sobre o potencial de conectividade e quanto ele pode influenciar a regeneração natural, visando otimização de recursos financeiros para novos investimentos em restauração.

Assim, o principal objetivo deste trabalho é contribuir para o planejamento da restauração da conectividade da paisagem nessas bacias hidrográficas, dos rios Camanducaia e Peixe, nos Estados de Minas Gerais e São Paulo. A proposta está em acordo com a necessidade iminente e recomendação de aprofundamento de estudos e novos projetos municipais e intermunicipais, visando a restauração da Mata Atlântica da região (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Identificar as áreas prioritárias para ampliação da conectividade da paisagem das bacias dos rios Camanducaia e Peixe e avaliar a viabilidade social e econômica da restauração florestal dessas áreas.

3.2. Objetivos específicos

- 3.2.1. Mapear as áreas prioritárias para o aumento da conectividade da paisagem.
- 3.2.2. Avaliar a influência das características da paisagem nas áreas em processo de restauração florestal, considerando as áreas protegidas e o tamanho das propriedades.

3.2.3. Levantar custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.2. Perda e Fragmentação de habitat

As ações humanas são as principais causas da perda de habitat. Por consequência, a conservação da biodiversidade torna-se um grande desafio, tamanha foi a celeridade das mudanças nas paisagens, resultando em ecossistemas reduzidos e muitas vezes fragmentados (FAHRIG, 2019; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 1998; TABARELLI; GASCON, 2005).

Apesar de estarem relacionados, a perda de habitat e a fragmentação são processos diferentes. A perda de habitat é um processo pelo qual o habitat é destruído ao longo do tempo (FAHRIG, 2017; LAURANCE et al., 1998) e não necessariamente implica na fragmentação, na descontinuidade do habitat (FAHRIG, 2019). As perdas de habitats afetam a biodiversidade, reduzem populações, causam o isolamento de áreas florestadas, interrompem o fluxo gênico entre as populações o que compromete a variabilidade genética das espécies, podendo causar extinções locais (GASCON, 2000; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 2011; VIANA; PINHEIRO, 1998). Além disso as mudanças que surgem nos ecossistemas afetam diretamente a dinâmica e a estrutura das populações de animais e plantas, causando redução da disponibilidade de recursos alimentares e reprodutivos, desequilíbrios nas taxas de natalidade e mortalidade (EMER et al., 2020; FAHRIG, 2003; METZGER, 2003, 2006; UEZU; METZGER, 2016).

Fragmentação é a divisão de ecossistemas contíguos em áreas menores, ocorrendo o aumento do número de fragmentos (COLLINGE; FORMAN, 1998;

FAHRIG, 2003, 2017). Se uma única área de habitat for reduzida sem aumentar o número de manchas de habitat, houve perda de habitat, mas não houve fragmentação (FAHRIG, 2019). Tal como, não ocorre fragmentação quando uma mancha inteira ou fragmento de habitat é removido, porque o número de fragmentos não aumentou, mas diminuiu.

Embora a fragmentação seja originada por diferentes causas, a mensuração de seus impactos é bastante complexa, principalmente associada a perda de habitat (CADAVAL et al., 2006; FAHRIG, 2003; METZGER, 2001a; SCARIOT et al., 2005; TABARELLI et al., 2005). Ela pode dividir a população em pequenas subpopulações, a tamanhos, muitas vezes, insuficientes para se auto sustentar ao longo do tempo (METZGER, 2003). Isso torna-se mais grave em fragmentos de baixa qualidade ou menores.

Quanto menor o fragmento maior a influência de fatores externos, maior a intensidade dos efeitos de borda, maior exposição aos ventos, mudanças microclimáticas, distúrbios recorrentes, aumento da luminosidade e da evapotranspiração, reduzindo a umidade do ambiente (HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 1998). Além disso, o efeito de borda propicia a chegada de espécies mais generalistas, como as exóticas e invasoras (SCARIOT et al., 2005; VIEIRA et al., 2005).

Apesar disso, fragmentos pequenos merecem atenção e precisam ser conservados. O fato de ser menor não implica que seu valor de conservação seja pequeno, principalmente em locais em que habitats naturais são mais escassos (FAHRIG, 2019) e são essenciais para melhorar a conectividade entre fragmentos maiores (BARBOSA et al., 2017; RIBEIRO et al., 2009).

4.3. A restauração ecológica como estratégia de conectividade da paisagem

A restauração ecológica é a intervenção humana em ecossistemas alterados com intenção de desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural da sucessão ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ENGEL; PARROTTA, 2003). Na mesma linha, a Sociedade de Restauração Ecológica – SER usa a seguinte definição: *“Restauração ecológica é o processo de ajudar na recuperação de um*

ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL, 2004).

A restauração florestal começou a receber atenção da sociedade e o apoio científico há aproximadamente 30 anos, através da ecologia da restauração, que permitiu muitos avanços ao longo desse período, apesar de ter sido praticada há séculos (ENGEL; PARROTTA, 2003; RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES; GALDOLFI, 2004; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005).

Hoje, a ecologia da restauração é uma ciência com forte base teórica em constante aprimoramento. Cada vez mais projetos são realizados no mundo todo para atender uma crescente demanda e necessidade de restabelecer os processos ecológicos, possibilitando inclusive a retomada da conectividade (RODRIGUES et al., 2009).

A conectividade é compreendida como a capacidade de movimentação dos organismos entre os fragmentos de habitat na paisagem (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Ela depende da proximidade desses elementos, da permeabilidade da matriz, e da presença de corredores ou “stepping stones” para facilitar os fluxos gênicos, de sementes e grãos de pólen (FRANCESCHINELLI et al., 2005; METZGER, 2001b, 2003, 2006; TISCHENDORF; FAHRIG, 2001).

A conectividade pode ser estrutural, na qual se considera a interação física entre as manchas de habitat, ou funcional, que contempla o comportamento dos organismos em relação às variáveis da paisagem e a estruturação espacial destes (COLLINGE; FORMAN, 1998; KEITT; URBAN; MILNE, 1997; METZGER, 2003; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Assim, a paisagem pode estar conectada estruturalmente mas não do ponto de vista funcional e as respostas a essas alterações dependem da espécie que poderá ser mais ou menos afetada (COLLINGE; FORMAN, 1998; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005).

As estratégias para restaurar a conectividade da paisagem precisam estar fundamentadas na melhoria dos processos e fluxos biológicos, através da implantação de novas áreas lineares que ligam pelo menos dois fragmentos (corredores) ou no aumento da largura e qualidade de corredores já existentes (BRANCALION et al., 2012a; METZGER, 2003). Quando bem planejados, os corredores são importantes

ferramentas para a conservação, podendo contribuir para melhorar a viabilidade de populações nos habitats (BEIER; NOSS, 1998).

O aumento da conectividade e do número de corredores têm efeito positivo na sobrevivência das populações nos fragmentos. A definição da localização dos corredores pode levar em consideração áreas que naturalmente facilitam os fluxos biológicos. As áreas ciliares exercem esse papel e ainda protegem fisicamente os recursos hídricos, controlando a erosão dos solos e o assoreamento dos cursos d' água, e ainda contribuem para a manutenção de outras funções vitais para a sustentabilidade da paisagem (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

As florestas ciliares têm características marcantes por uma interação complexa de fatores dependentes das condições ambientais ribeirinhas, refletindo características geológicas, geomorfológicas, climáticas e hidrológicas, atuando como elementos definidores da paisagem e das condições ecológicas locais (RODRIGUES et al., 2009).

As áreas ciliares são consideradas, de acordo com a Lei Florestal 12651/12, como Áreas de Preservação Permanente, cuja a função é *“preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”* (BRASIL, 2012). São áreas estratégicas para implantação de corredores, uma vez restauradas, provavelmente estarão interligando grande quantidade de fragmentos (KAGEYAMA; GANDARA, 2000). A restauração dessas áreas é, portanto, um importante instrumento de combate a fragmentação, para assegurar os serviços ecossistêmicos e restabelecer a conectividade da paisagem, uma grande oportunidade para garantir o cumprimento da lei e promover a conservação da biodiversidade (ALGER; LIMA, 2005; BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; TAMBOSI et al., 2014).

4.4. Análise da conectividade para nortear ações de restauração ecológica - Ecologia da Paisagem e aplicações

Diante do constante processo de fragmentação e devastação das florestas, a restauração ecológica, a fim de restabelecer a conectividade, é essencial para a

manutenção da biodiversidade. Para tanto, essas ações devem ser planejadas com base na definição das áreas prioritárias para conservação ou formação de corredores de biodiversidade (TABARELLI et al., 2005). O planejamento da restauração ecológica levando em conta a priorização de áreas vem como uma proposta de definir, de forma mais efetiva e econômica, estratégias norteadoras indicando onde e como restaurar (CUNHA et al., 2013; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012).

Para traçar o planejamento dessas ações, um passo fundamental é o conhecimento da paisagem e a unidade mais adequada para levantamento dessas informações é a bacia hidrográfica (KAGEYAMA; GANDARA, 2000). O enfoque na bacia hidrográfica, como unidade funcional tem grande aplicabilidade, visto que as informações levantadas podem ser utilizadas para nortear programas de plano de uso da terra, manejo dos recursos naturais e gestão da unidade territorial, visando a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade (LIMA; ZAKIA, 2000).

Há muitos anos, as abordagens espaciais com base em sistemas de informação geográfica (SIG) têm contribuído expressivamente para a identificação de áreas estratégicas para a conservação e para a recuperação da biodiversidade (JOLY et al., 2010; RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES; GALDOLFI, 2004), proporcionando maior eficiência no planejamento e gestão de paisagens. A utilização do SIG e da ecologia de paisagens para a conservação da natureza ganharam espaço nas agendas que discutem e lidam com os desafios da conservação e uso sustentável da biodiversidade na prática. Têm contribuindo para solucionar problemas diversos relacionados à conservação da biodiversidade, como a identificação e priorização de áreas críticas para a conservação (CUNHA et al., 2013; UEZU; CULLEN JR, 2012). O uso dessas ferramentas permite a elaboração de diagnósticos e prognósticos para dar subsídios às tomadas de decisões seja para ações práticas de conservação e restauração ecológica seja para o desenvolvimento de políticas públicas em escala locais e globais, otimizando os recursos financeiros disponíveis (CUNHA et al., 2013; UEZU; CULLEN JR, 2012).

Na avaliação da conectividade da paisagem, diversas abordagens são utilizadas. Porém, métricas baseadas na teoria dos grafos, têm se destacado e vêm sendo utilizadas devido à sua simplicidade de representação, poder preditivo e alto potencial

para incorporar atributos funcionais da conectividade (CUNHA et al., 2013; RAYFIELD; FORTIN; FALL, 2011; TAMBOSI et al., 2013; URBAN; KEITT, 2001). Essa teoria já é desenvolvida, há anos em outras áreas, como ciências da computação, e também é aplicada na biologia da conservação e ecologia da paisagem (URBAN; KEITT, 2001). É útil para avaliar a conectividade dentro de uma abordagem em várias escalas, considerando as características regionais, paisagísticas e de habitat local (SAURA; TORNÉ, 2009; TAMBOSI, 2014).

Um grafo é um conjunto de nós e ligações, que pode ser usado para descrever quantitativamente uma paisagem como um conjunto de fragmentos interconectados. Nessa composição, os fragmentos são representados por nós circundados por um habitat inóspito (não-habitat) e as ligações entre os nós representam a conectividade funcional da paisagem (URBAN; KEITT, 2001).

O Índice Integral de Conectividade (IIC) segue a teoria de grafos e é considerado um dos índices mais robustos, pois reage a todos os tipos de mudança de paisagem de maneira consistente (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; TORNÉ, 2009), usa uma distância de dispersão potencial para classificar cada fragmento de acordo com sua importância na conectividade da paisagem, considerando, como base o tamanho e a proximidade dos fragmentos (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; RUBIO, 2010). O principal resultado é o valor de importância de cada nó (fragmento) para manter a conectividade de acordo com as diferentes métricas, as quais são calculadas a partir da porcentagem de variação no valor da métrica que ocorre quando esse nó é removido do gráfico de paisagem.

Dessa forma, a partir desses valores é possível classificar as manchas de habitat de acordo com a sua contribuição para a conectividade da paisagem (priorização dos fragmentos), que fornece critérios objetivos para a seleção das áreas de habitat mais críticas para conservação da paisagem para fins de planejamento da paisagem (SAURA; TORNÉ, 2009). O modelo matemático do IIC é o seguinte (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006):

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + \ln_{ij}}}{A_L^2}$$

Onde n é o número total de nós na paisagem; a_i e a_j são os atributos dos nós (área do fragmento, por exemplo); n_{ij} representa o número de conexões entre os fragmentos i e j ; e AL é a área total da paisagem (SAURA, SANTIAGO, LUCÍA PASCUAL, JOSEP TORNÉ, 2008; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012).

A partir do valor do IIC da paisagem é possível calcular um índice para cada fragmento (dIIC) que representa a variação do IIC, caso os fragmentos sejam removidos ou inseridos na paisagem (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012). A equação que representa o IIC é a seguinte (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006):

$$dIIC(\%) = \frac{I - I'}{I} \times 100$$

Onde I é o valor do IIC da paisagem; I' é o valor do IIC após remoção de um fragmento. A partir do dIIC é possível calcular os valores maiores e menores de cada fragmento a partir da sua contribuição para a conectividade de toda a paisagem, possibilitando identificar as áreas mais críticas para o planejamento (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

4.5. A Restauração ecológica

Todo projeto de restauração deve ter traçado seu resultado final - onde se quer chegar, e para isso utiliza-se como base um ecossistema de referência, afinal o resultado pode nem sequer se assemelhar às florestas naturais da região do projeto, e portanto, nesse caso não se enquadraria como uma ação de restauração ecológica e sim outras práticas de recuperação de áreas degradadas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ENGEL; PARROTTA, 2003). Apesar de estar em seu propósito a recuperação do ecossistema, nenhuma ação de restauração tem por objetivo retornar às condições originais desses ambientes, pois dentro desse processo há a necessidade de se conciliar áreas produtivas e sustentáveis com áreas de conservação

biológica. O resultado pode até ser similar, mas certamente não será idêntico à floresta de referência, muito menos ao que existia originalmente (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ENGEL; PARROTTA, 2003; METZGER, 2003).

Um ecossistema maduro talvez seja a melhor referência como objetivo de restauração, visando alcançar e maximizar a complexidade ecológica nos novos ambientes que serão formados, aumentando as chances de perpetuação. Quanto mais maduras as florestas forem, no caso de florestas tropicais, mais espécies de plantas, microrganismos e animais estarão presentes nesses ambientes, maiores serão as interações entre essas espécies e mais complexos serão esses ecossistemas em termos de estrutura e funcionalidade (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Mas para atingir a floresta madura é imprescindível pensar na floresta intermediária que estará sendo formada, a qual terá sua própria trajetória de recuperação (BRANCALION; GALDOLFI; RODRIGUES, 2009; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; HOLL, 2007).

A restauração ecológica prevê o restabelecimento da estrutura vegetal de forma que facilite a recuperação natural dos ecossistemas (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; ENGEL; PARROTTA, 2003), seja ela pelo retorno espontâneo do ecossistema degradado, por meio da regeneração natural – restauração passiva, em que ação necessária é eliminar os fatores degradantes como o isolamento da área com cerca; ou por meio da aplicação de técnicas para a acelerar a recuperação desses processos ecológicos, por meio de técnicas de restauração assistida e ativa (CÉSAR et al., 2018; CROUZEILLES et al., 2017; HOLL; AIDE, 2011; ZANINI et al., 2020), por meio de plantio de mudas de árvores nativas, semeadura direta ou outras técnicas que visam acelerar esse processo.

4.6. Oportunidades de restauração ecológica

A trajetória da área em restauração poderá ser afetada pelas condições abióticas da paisagem, pelo histórico de uso do solo e distúrbios, e inclusive pela

proximidade de fragmentos florestais, o grau de resiliência, que também influenciarão a velocidade do processo de restauração e o restabelecimento de interações ecológicas como polinização, herbivoria (HOLL, 2007). Quando existem fragmentos florestais próximos, outras estratégias que não sejam o plantio de árvores podem ser usadas visando estimular a regeneração natural da área (RODRIGUES et al., 2009). Na prática, são esses fatores que contribuirão para a definição de uma ou mais estratégias adequadas para cada situação específica, levando em consideração ainda as condições socioeconômicas locais. Portanto, o diagnóstico realizado no contexto da paisagem para avaliar esses aspectos é fundamental.

Considerando a necessidade de um diagnóstico do ambiente para definição das técnicas de restauração a serem realizadas, é importante que sejam reconhecidas as potencialidades de auto recuperação de cada área. Dessa forma, é possível que, a partir da condução da regeneração natural, pelo menos parte da vegetação natural se restabeleça. Isso tem como consequência não só a redução dos custos dos projetos, mas também uma garantia maior de sucesso dessas ações (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Estudos recentes sobre a persistência da regeneração natural da Mata Atlântica mostram novas perspectivas para a restauração florestal desse bioma, mesmo sob forte grau de degradação e fragmentação (CROUZEILLES et al., 2020; DE REZENDE et al., 2015). Crouzeilles, et al. (2019) estimam que cerca de 700 mil ha de floresta foram restaurados entre os anos de 2011 e 2015, tanto por restauração ativa quanto passiva. Segundo esse estudo, nos últimos anos, há uma tendência de um aumento na quantidade de floresta restaurada, considerando as iniciativas de restauração ecológica de inúmeras entidades e instituições no bioma Mata Atlântica, e o potencial de regeneração da própria floresta.

Dentro dessa perspectiva, extensas áreas degradadas cresceram na última década, após o abandono agrícola ou a interrupção de distúrbios (CROUZEILLES et al., 2019a). A regeneração natural pode potencialmente reduzir os custos de implementação para restauração, considerando as diferentes condições de resiliência dentro do bioma (BRANCALION et al., 2016).

4.7. Governança para restauração ecológica

A restauração em escala de paisagem é desafiadora, mas necessária e requer motivação, conhecimento, recurso financeiro e um arranjo local favorável (BRANCALION et al., 2019). Para isso instrumentos legais ou políticos devem ser desenvolvidos com o propósito de tornar a restauração mais atraente e econômica. A implementação das políticas públicas pode vir como exigências para a recuperação da vegetação nativa ou como incentivos que estimulam proprietários rurais a recuperarem suas áreas para provisão de produtos da vegetação nativa e serviços ecossistêmicos (ALGER; LIMA, 2005; GARCIA et al., 2019), na forma de leis que estimulam esforços de restauração em larga escala e melhoram suas chances de sucesso (CALMON et al., 2011; RODRIGUES et al., 2009).

A efetividade das políticas públicas voltadas para a restauração depende de uma governança que envolva diferentes atores nas esferas federal, estaduais e municipais, para a definição de diretrizes de implementação dessas políticas. E além disso, dentro dessa governança é necessária a participação da organização da sociedade civil (OSC), setor privado, instituições financeiras e academia (CALMON et al., 2011; RODRIGUES et al., 2009).

A participação das OSC se faz necessária principalmente por atuarem em todas essas esferas (federal, estadual e municipal) e muitas vezes suprem o papel do estado, devido sua diversidade e ampla atuação. Assim, essas organizações criam alternativas para responder as demandas sociais e assumem um importante papel na comunicação com a sociedade, traduzindo as leis para a sociedade e orientando para o seu cumprimento (GARCIA et al., 2019). Da mesma forma, o conhecimento científico pode contribuir para a elaboração de política públicas por meio da participação de cientistas e pesquisadores que possibilitam o acesso às informações confiáveis, robustas e embasadas cientificamente.

A Rede Brasileira de Restauração Ecológica (REBRE) e a Sociedade Brasileira de Restauração Ecológica (SOBRE) são exemplos disso, auxiliam na construção de parte das políticas ambientais e de programas que envolvem a restauração no país. Políticas e programas que podem contribuir para o cumprimento dos compromissos assumidos pelo Brasil em diferentes movimentos internacionais.

Em 2015, o governo brasileiro se comprometeu, durante a Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (COP21 em Paris), a restaurar 12 milhões de hectares. Essa meta também faz parte dos acordos internacionais – Bonn Challenge e Iniciativa 20x20 na América Latina, de restauração de 350 milhões de hectares de áreas degradadas no mundo também até 2030 (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES, 2019; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2019).

Além disso, existem outros compromissos internacionais, incluindo a Meta 15 de Aichi da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), a meta de REDD + da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) e a meta de neutralidade da degradação da terra da Rio + 20.

No Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) foram estimados que cerca de 21 milhões de hectares, de dívidas ambientais, deverão ser recuperados nos próximos 20 anos após a implementação do PRA – Programa de Regularização Ambiental em todos os estados brasileiros (CROUZEILLES R., RODRIGUES R.R., 2019; SOARES-FILHO et al., 2014).

O período de 2021 a 2030 foi declarado pela Assembleia Geral das Nações Unidas como a década da ONU sobre Restauração de Ecossistemas, considerada como uma oportunidade para criação de empregos, segurança alimentar e o enfrentamento da mudança climática (ONU BRASIL, 2019).

Diante da dimensão com que esse tema tem sido tratado, esforços têm sido concentrados para a implementação desses compromissos. Mas para isso são necessárias ações para identificar as paisagens em que a implementação poderá trazer maiores benefícios para o bem estar humano e economia de recursos (BRANCALION et al., 2012b).

Neste sentido o “Pacto para a Restauração da Mata Atlântica” que tem como missão articular instituições públicas e privadas, governos, empresas e proprietários, com o objetivo de integrar seus esforços e recursos para a geração de resultados em conservação da biodiversidade, geração de trabalho e renda na cadeia produtiva da restauração, manutenção, valoração e pagamento de serviços ambientais e adequação legal das atividades agropecuárias nos 17 estados do bioma (PACTO MATA

ATLÂNTICA, 2019), é uma das primeiras iniciativas de monitoramento do compromisso internacional de restauração (CROUZEILLES et al., 2019a). Ele tem como meta a restauração florestal de 15 milhões de hectares até o ano de 2050 (PACTO MATA ATLÂNTICA, 2019). O Pacto tem um importante papel no desenvolvimento da governança da restauração, promoção de estratégias para incentivo às políticas públicas, o que tem contribuído para o cumprimento das metas e compromissos assumidos pelo Brasil (CROUZEILLES et al., 2019a).

Mas é na propriedade rural em que a prática e a aplicabilidade das propostas acontecem. Tendo em vista a necessidade da governança local, os proprietários de terra são parte essencial desse processo, pois são eles os detentores da terra e muitas vezes precisam arcar com a maior parte dos custos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). É real a necessidade de transformar a atividade de restauração ecológica em uma opção mais atrativa e de interesse tanto dos produtores, proprietários de terra quanto de empresas agrícolas, visando não apenas o cumprimento das leis ambientais. Assim, novos modelos de restauração direcionados à geração de serviços e produtos florestais passam a integrar políticas agrícolas a fim de oferecer benefícios econômicos diretamente aos proprietários, como pagamentos por serviços ambientais, mas também outras abordagens como sistemas agroflorestais, geração de produtos não madeireiros, e desenvolvimento do turismo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; CROUZEILLES et al., 2019b).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

As bacias hidrográficas dos Rios Camanducaia e Peixe correspondem a uma área de 281.000 ha (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a). Localizam-se na parte sul do Estado de Minas Gerais e leste do Estado de São Paulo (

Figura 1). A região central das bacias está inserida na latitude 22°39'16"S e longitude 46°38'27"O, na região da Serra da Mantiqueira, localizada no bioma Mata Atlântica, originalmente coberta pela Floresta Estacional Semidecidual.

As duas bacias abrangem parcial ou integralmente dezenove municípios paulistas e mineiros.

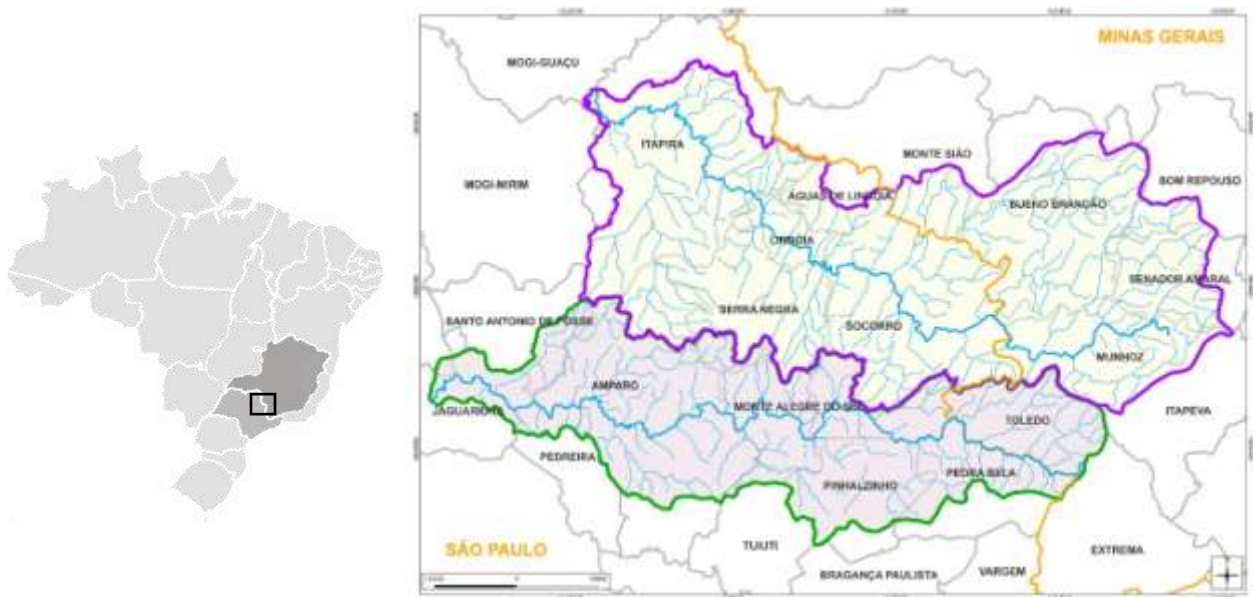


Figura 1. Localização das bacias dos rios do Peixe (roxo) e Camanducaia (verde) (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a)

A população de ambas as bacias é de aproximadamente 330 mil habitantes, segundo o IBGE (IBGE, 2010). O clima da região é do tipo temperado úmido, Cfb, Segundo a classificação de Köppen, com verão ameno e úmido e inverno seco. A temperatura média anual é de 18° C na região e as precipitações variam entre 1.240 mm e 1.738, considerando as áreas mais próximas a Serra da Mantiqueira, com média máxima de 290 mm em janeiro e fevereiro e mínima 25 mm entre março e setembro. A altitude varia entre 600 metros, nos municípios localizados na região oeste das bacias e 1.600 metros nos municípios a norte e leste dessa região (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2020; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2020).

A bacia do Rio do Peixe tem 1.728 Km². De acordo com o Plano de Bacia do Rio Mogi Guaçu (2015), é o compartimento com maior drenagem de água para o Rio Mogi Guaçu, sub-bacia do Rio Pardo (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2019).

A bacia do Rio Camanducaia, sub-bacia integrante das bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), abrange uma área de aproximadamente 1.082 Km² é uma região produtora de água e considerada de extrema importância para o abastecimento público principalmente do município de Amparo. Devido à sua importância ecológica, a bacia hidrográfica do rio Camanducaia é quase toda inserida em uma Unidade de Conservação de Usos Sustentável, a Área de Proteção Ambiental (APA) Piracicaba– Juqueri - Mirim– Área II.

As principais atividades econômicas da região são a pecuária e agricultura, indústrias de água mineral, indústrias têxteis e o turismo – que se tornou uma atividade significativa em alguns dos municípios da bacia, pertencentes ao Circuito das Águas Paulista e também ao Circuito das Serra Verdes de Minas Gerais (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOGI GUAÇU, 2016; GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2019; PCJ, 2020). A classe de uso do solo predominante é a agropecuária, ocupando, em média, 75% do território dos municípios dessa região (PROJETO MAPBIOMAS, 2019).

Embora a pecuária seja representativa, levando em consideração o uso e ocupação do solo, essa atividade ainda apresenta baixa eficiência do ponto de vista da produtividade animal por área. A maior parte dos pastos são degradados e

subutilizados, causando prejuízos econômicos e ambientais. A baixa eficiência das pastagens favorece a ocupação de extensas áreas destinadas para esse fim. Além disso, essa atividade econômica historicamente ganhou força depois de ter substituído as grandes lavouras de café, por volta de 1930. A partir daí muitas áreas de cultivo foram abandonadas e atualmente estão ocupadas pelas pastagens, com exceção das áreas muito acidentadas, onde o acesso é mais difícil (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2016).

O cultivo do café ainda é bem representado no setor agrícola da região, além de outras cultivares como o milho, frutas, hortaliças entre outras. Mais de 60% das unidades agrícolas da região são de cunho familiar (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

O histórico de uso e ocupação do solo nessa região se assemelha em grande parte do território da Mata Atlântica, em que a intensa degradação ambiental dizimou grande parte da cobertura original. A região foi submetida a sucessivos ciclos econômicos agropastoris levando a grandes perdas de sua vegetação nativa (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2010; BENINCASA, 1940; PEREIRA, 2009). Muitas áreas foram devastadas, favorecendo a fragmentação florestal, o efeito de borda, e vários outros impactos negativos na biodiversidade gerados pela perda da vegetação nativa. Restam entre 5% e 17% de vegetação nativa da região (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018; PROJETO MAPBIOMAS, 2019).

Tendo em vista essa situação, existem arranjos e iniciativas de restauração florestal acontecendo na região. Programas e projetos que envolvem diferentes segmentos da sociedade são realizados, em sua maioria por uma das entidades ambientalistas com sede no município de Socorro/SP, a Associação Ambientalista Copaíba. (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019b). Algumas ações para incentivo da restauração na região são previstas no Plano Conservador da Mantiqueira, uma iniciativa que agrega diversas entidades de governo, iniciativa privada, comitês de bacias hidrográficas, unidades de conservação, organizações não governamentais – ONGs ambientalistas, centros e universidades de pesquisas científicas (CONSERVADOR DA MANTIQUEIRA, 2016), que envolve 280 municípios de Minas

Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. Outros programas como o Nascentes, do Governo do Estado de São Paulo, que tem como objetivo promover a restauração ecológica em áreas prioritárias visando a proteção e conservação de recursos hídricos e da biodiversidade (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014), também incentivam ações de restauração na região.

5.2. Mapeamento das áreas prioritárias para o aumento da conectividade da paisagem

5.2.1. Mapeamento do uso do solo

O mapa de cobertura e uso do solo dos municípios das bacias hidrográficas Camanducaia e Peixe foi obtido da base de dados da Fundação Brasileira para Desenvolvimento Sustentável (FBDS), que foi realizado por meio da classificação supervisionada de imagens RapidEye, ano base 2013. A conferência e edição vetorial foi utilizada escala de 1:10.000. A validação do mapeamento foi feita por meio da conferência de pontos de checagem distribuídos aleatoriamente pelas cenas RapidEye (100 pontos para cada cena), os quais são comparados a imagens de alta resolução. Todas as cenas mapeadas atingiram a acurácia mínima de 95% (FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2018a).

Para elaboração dos mapas dos fragmentos florestais, no QGIS, foi utilizada a classe de uso “formação florestal”. Nela foram feitas edições manuais corrigindo falhas que separavam polígonos de um mesmo fragmento. Foram feitos também ajustes, eliminando áreas que estavam classificadas como “formação florestal” e, com base nas imagens de satélite do Google, pertenciam a classe de uso “silviculturas”. Fragmentos menores de 1 hectare foram excluídos do estudo.

5.2.2. Cálculo das métricas de Conectividade e Análise da Paisagem

Para as análises de conectividade das paisagens foi utilizado o software Conefor 2.6., que calcula índices de conectividade dos fragmentos, permitindo a classificação

dos mesmos. O software fornece critérios para a seleção das áreas de habitat mais críticas para fins de planejamento de conservação (SAURA, SANTIAGO, LUCÍA PASCUAL, JOSEP TORNÉ, 2008).

Esta medida de conectividade está baseada na Teoria dos Grafos, que pode ser aplicada a questões de conectividade em paisagens heterogêneas, com foco especial em aplicações da teoria da metapopulação em biologia da conservação (URBAN; KEITT, 2001).

No Conefor 2.6., foi usado o Índice Integral de Conectividade (IIC) (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006), para a priorização das áreas importantes de conectividade. O valor de IIC aumenta à medida que a paisagem se encontra mais conectada (TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012). A partir do valor de IIC da paisagem é possível calcular um índice para cada fragmento (dIIC), representando a variação do Índice Integral de Conectividade da paisagem, considerando a remoção ou inserção do fragmento florestal.

Para calcular as métricas de conectividade foi necessário gerar dois conjuntos de dados: os atributos dos nós e as conexões entre eles, ambos gerados a partir do Plugin do Conefor no software QGIS. Os nós representam manchas de habitat cercadas por um habitat inóspito (não habitat) (URBAN; KEITT, 2001), neste caso representando os fragmentos de Mata Atlântica da região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe.

A existência de conexão entre cada par de nós implica na distância entre os nós e na capacidade potencial de um organismo de se dispersar diretamente entre esses dois nós, que são considerados conectados. As conexões podem ter uma correspondência física na paisagem na forma de um corredor, por exemplo (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006).

Para o cálculo das métricas foi considerado um valor limite de 500 m de distância entre nós. Assim, todos os pares de nós separados por uma distância maior que a distância do limite foram considerados diretamente desconectados, enquanto a conexão foi atribuída entre os nós com uma distância inferior a 500 metros ou igual a esse limite.

Para delimitação das áreas prioritárias para conectividade da paisagem das bacias Camanducaia e Peixe foi definida como unidade de análise as sub-bacias dessa região. Para isso, foi utilizada a base de dados da USGS (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 2011), arquivos de relevo e hidrografia do SRTM - Shuttle Radar Topography Mission, para a divisão da área em sub-bacias. O mapa das áreas prioritárias para restauração foi gerado a partir do Índice Integral de Conectividade, calculado com o atributo “área” do maior fragmento de cada uma das sub-bacias e a distância (partindo dos centróides) entre elas.

Foram criadas cinco categorias de conectividade, por meio de classificação por quebra natural, com valores do Índice Integral de Conectividade que variam do muito baixo, baixo, médio, alto até o muito alto.

Com objetivo de mapear as Áreas de Preservação Permanente prioritárias para restauração da conectividade, foram cruzados com o mapa de áreas prioritárias os dados das APPs sem cobertura vegetal nativa, ou seja, as áreas com passivo florestal a serem restauradas (FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2018a). Foi feito um recorte dessas áreas de maior conectividade. Essa informação também foi cruzada com a base de dados do Cadastro Ambiental Rural (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2020) para obter informações sobre tamanho das propriedades inseridas nas áreas prioritárias.

5.3. Avaliação da influência das características da paisagem nas áreas em processo de restauração florestal, considerando as áreas protegidas e o tamanho das propriedades.

5.3.1. Análise dos dados

Antes de levantar os custos dos métodos de restauração para as áreas prioritárias, foram feitas análises para compreender a influência do histórico do uso do solo, a declividade e o potencial de conectividade nas áreas em processo de restauração florestal, seja ela restauração passiva, ativa ou assistida.

Para as análises, dividimos os dados em dois grupos, levando em consideração as diferenças das fontes de onde eles foram obtidos. Foram utilizados dados, portanto, do monitoramento do Pacto para Restauração Florestal da Mata Atlântica, que considerou e quantificou a idade da restauração florestal ao longo de 29 anos, (CROUZEILLES et al., 2019a), utilizando a base 4.1 do PROJETO MAPBIOMAS (2019). Nesse monitoramento constam as florestas formadas ou em formação ao longo desse período por ações de restauração florestal ativa, passiva e também assistida, sendo possível identificar o tamanho das florestas em processo de restauração. Para o segundo grupo foram utilizados dados de coleta de campo das ações de monitoramento de áreas em processo de restauração da Associação Ambientalista Copaíba (2019). Nesse monitoramento constam dados de riqueza de espécies e densidade das árvores nas parcelas de monitoramento. Esses dados foram coletados entre os meses de março a setembro de 2019 pela própria Copaíba e referem-se à 56 parcelas de 100 m², instaladas em 47 áreas em processo de restauração entre 4 e 9 anos, com diferentes medidas de adensamentos das mudas no plantio total (Anexo A). Nesse caso, a restauração florestal refere-se apenas à restauração ativa, por meio do plantio total, realizada pela própria Copaíba.

Tanto as áreas em processo de restauração monitoradas pelo Pacto quanto a áreas monitoradas pela Copaíba, com maior grau de detalhamento sobre a riqueza de espécies e a densidade de árvores, foram consideradas como variáveis respostas para as análises. Como variáveis explicativas foram considerados o potencial de conectividade das áreas e a declividade, associadas ao histórico de uso e ocupação do solo. A idade dos plantios das áreas monitoradas pela Copaíba, foi considerada também como variável explicativa, mas apenas para o segundo grupo de dados, em que se tem a data do plantio das mudas pelo monitoramento da Copaíba.

Foram feitas análises de correlação e regressão por meio do Programa R (R CORE TEAM, 2020). Para verificar como o potencial de conectividade e a declividade influenciam na restauração foram usados Modelos Lineares Generalizados. Inicialmente utilizou-se modelos considerando que as variáveis respostas possuíam a distribuição Poisson. No entanto, foi verificada uma dispersão maior do que a esperada para modelos Poisson, dessa forma optou-se pela distribuição Binomial Negativa.

5.3.2. Seleção de modelos

5.3.2.1. Áreas em processo de restauração monitoradas pelo Pacto

Foram criados quatro modelos de regressão que combinassem as variáveis explicativas para seleção do modelo que melhor explicasse as áreas de restauração florestal (Tabela 1), ou seja, identificar se há influência do Índice Integral de Conectividade (IIC) e/ou da declividade na restauração das áreas.

Tabela 1 Descrição dos modelos criados para explicar a influencia do potencial de conectividade e declividade no processo de restauração florestal monitorados pelo Pacto, sendo o M0 o modelo que não combina nenhuma variável para explicar o aumento das áreas em restauração florestal; o M1 o modelo em que considera apenas o potencial de conectividade para explicar a restauração florestal; o M2 o modelo que considera apenas o grau de declividade para explicar a restauração florestal e o M3 o modelo que considera a combinação do potencial da conectividade e o grau de declividade para explicar a restauração florestal das areas.

Modelos	Descrição
M0	Modelo nulo, sem efeito da declividade e conectividade
M1	com efeito da conectividade e sem efeito da declividade
M2	com efeito da declividade e sem efeito da conectividade
M3	combinação dos efeitos da conectividade e declividade

5.3.2.2. Áreas em processo de restauração monitoradas pela Associação Ambientalista Copaíba

Para cada uma das variáveis respostas (riqueza de espécies e densidade de plantas), foram criados oito modelos de regressão que combinassem as variáveis explicativas para seleção do modelo que melhor explicasse a riqueza de espécies e densidade de árvores nas áreas em restauração florestal (Tabela 2).

Tabela 2 Descrição dos modelos criados para explicar a influencia do potencial de conectividade, declividade e idade dos plantios na riqueza de espécies e na densidade de árvores nas áreas em restauração florestal.

Modelos	Descrição
M0	Modelo nulo, sem efeito da declividade, conectividade e idade
M1	com efeito da conectividade e sem efeito da declividade e idade
M2	com efeito da declividade e sem efeito da conectividade e idade
M3	com efeito da idade e sem efeito da conectividade e declividade
M4	combinação dos efeitos da conectividade e declividade, mas sem efeito da idade
M5	combinação dos efeitos da conectividade e idade, mas sem efeito da declividade
M6	combinação dos efeitos da declividade e idade, mas sem efeito da conectividade
M7	combinação dos efeitos da conectividade, declividade e idade

A comparação dos modelos foi feita por Critério de Informação de Akaike (AIC). O AIC é calculado para cada um dos modelos com base em suas verossimilhanças e o número de parâmetros. A descrição mais plausível dos dados é considerada pelo modelo com menor valor de AIC, ou seja, o modelo que melhor explica o padrão observado de dados. Modelos com AIC que diferem em menos de duas unidades ($\Delta AIC < 2$) também são considerados modelos adequados e igualmente plausíveis de explicar as relações analisadas. Utilizou-se o Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc) devido ao tamanho da amostra (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

5.4. Levantamento de custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias

Os possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias foram sugeridos levando em consideração o histórico de uso e ocupação do solo, a declividade das áreas e o potencial de conectividade. As áreas com maior potencial de conectividade são as áreas que possivelmente favorecem a regeneração natural pela chegada de propágulos devido a maior proximidade dos fragmentos florestais. Nesse sentido, essas áreas ainda não restauradas, poderão receber ações de menor

intervenção. Nas áreas em que a declividade, historicamente, favoreceu o uso e a ocupação do solo e, atualmente, ainda possui alta aptidão agrícola há necessidade de intervenções maiores para sua restauração florestal.

Para estimativa do custo das ações indicadas, foram utilizados como fonte de informação processos de licitação das Prefeituras Municipais da região para contratação de serviços de restauração ecológica, as deliberações aprovadas pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu para financiamento de ações de restauração pelo FEHIDRO - Fundo de Recursos Hídricos (CBH-MOGI, 2020) e os relatórios técnicos de prestação de contas dos projetos da Associação Ambientalista Copaíba (dados não publicados). Neles contam os valores de investimento para restauração florestal por meio do plantio total, dos projetos executados pela instituição nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe. Esses dados são as únicas referências oficiais de restauração florestal encontradas nessa região.

A partir dos valores levantados, considerando o plantio de 2.500 mudas por hectare em técnicas de restauração ativa mais intensificadas, os demais valores foram inferidos, considerando diferentes densidade de mudas. Para os métodos de restauração passiva, de menor intervenção, a base de cálculo considerou a densidade de 625 mudas por hectare. A intervenção intermediária foi definida para métodos de restauração assistida, considerando uma densidade média de 1.250 mudas por hectare.

6. RESULTADOS

6.1. Mapeamento das áreas prioritárias para o aumento da conectividade da paisagem

Foram identificados 5.328 fragmentos distribuídos nas bacias hidrográficas dos rios Camanducaia e Peixe, totalizando uma área de 45.800 hectares (Tabela 3). Isso representa 16% das áreas das bacias que são ocupadas por florestas. O maior

fragmento possui 668 hectares e o menor 1 hectare. São 865 fragmentos maiores que 10 hectares e 284 fragmentos maiores que 30 hectares (Figura 2).

Tabela 3 Quantidade e percentual de fragmentos florestais identificados nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe de acordo com diferentes classes de tamanho, que variam de 1 hectare até maior que 500 hectares. Em destaque a quantidade de fragmentos florestais maiores que 10 e 30 hectares.

Área (hectare)	Número de fragmentos	Percentual dos fragmentos (%)
01 ha - 05 ha	3748	70,35%
5,1 ha - 10 ha	715	13,42%
10,1 ha - 30 ha	581	10,90%
30,1 ha - 50 ha	120	2,25%
50,1 ha - 100 ha	109	2,05%
100,1 ha - 300 ha	48	0,90%
300,1 ha - 500 ha	6	0,11%
maiores de 500 ha	1	0,02%
TOTAL	5328	100%

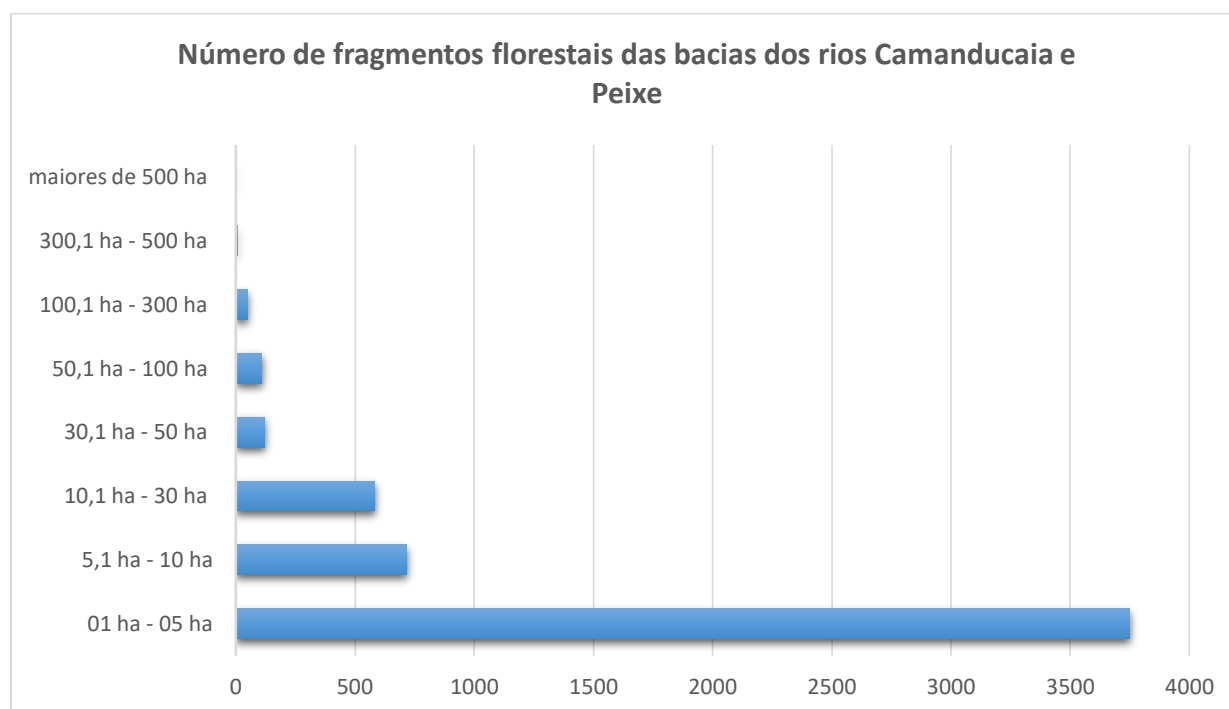


Figura 2. Gráfico dos fragmentos florestais identificados nas bacias hidrográficas dos rios Camanducaia e Peixe e seus respectivos tamanhos, distribuídos em classes que variam de 1 hectare até maiores que 500 hectares.

Os valores do Índice Integral de Conectividade (IIC) de cada fragmento variam entre valores próximos de zero e 16,07 (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), sendo esse o valor mais alto de importância para a conectividade apresentado. Os fragmentos mais importantes para a conectividade da paisagem, em vermelho, apresentam-se em maior quantidade na bacia do rio Camanducaia, na região centro-oeste do mapa. Os 37 fragmentos que apresentaram maiores IIC (Alto e Muito Alto) somam 8.370,86 ha. A grande maioria dos fragmentos apresentou valores de IIC Baixo e Muito Baixo, representando 65% das áreas (Tabela 4); estão bem distribuídos e ambas as bacias (Figura 4).

Tabela 4 Distribuição em categorias dos fragmentos florestais de acordo com os valores do Índice Integral de Conectividade (dIIC) que variam do “muito baixo” até o “muito alto”, quantidade de fragmentos em cada categoria de conectividade, seus percentuais e tamanho de área em hectares.

Categoria	dIIC	Número de fragmentos	Percentual dos fragmentos (%)	Área (ha)	Percentual das áreas (%)
Muito Baixo	0,00 – 0,25	4.761	89,4%	17.888,2	39%
Baixo	0,25 – 1,03	423	7,9%	11.779,6	26%
Médio	1,03 – 2,74	107	2,0%	7.761,9	17%
Alto	2,74 – 6,55	27	0,5%	4.537,1	10%
Muito Alto	6,55 – 16,07	10	0,2%	3.833,7	8%
TOTAL		5328	100%	45.800,7	100%

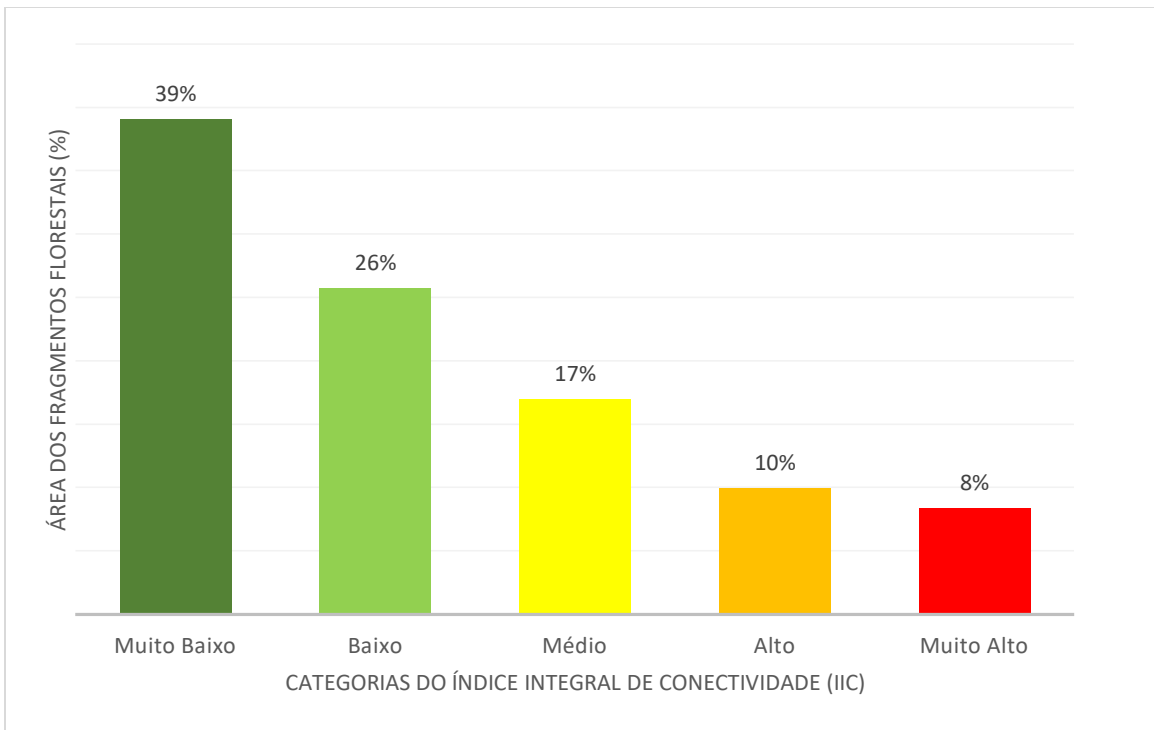


Figura 3 Gráfico do percentual de área ocupada por cada uma das categorias do Índice Integral de Conectividade (IIC) dos fragmentos florestais das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, que variam de valores muito baixo de IIC até muito alto.

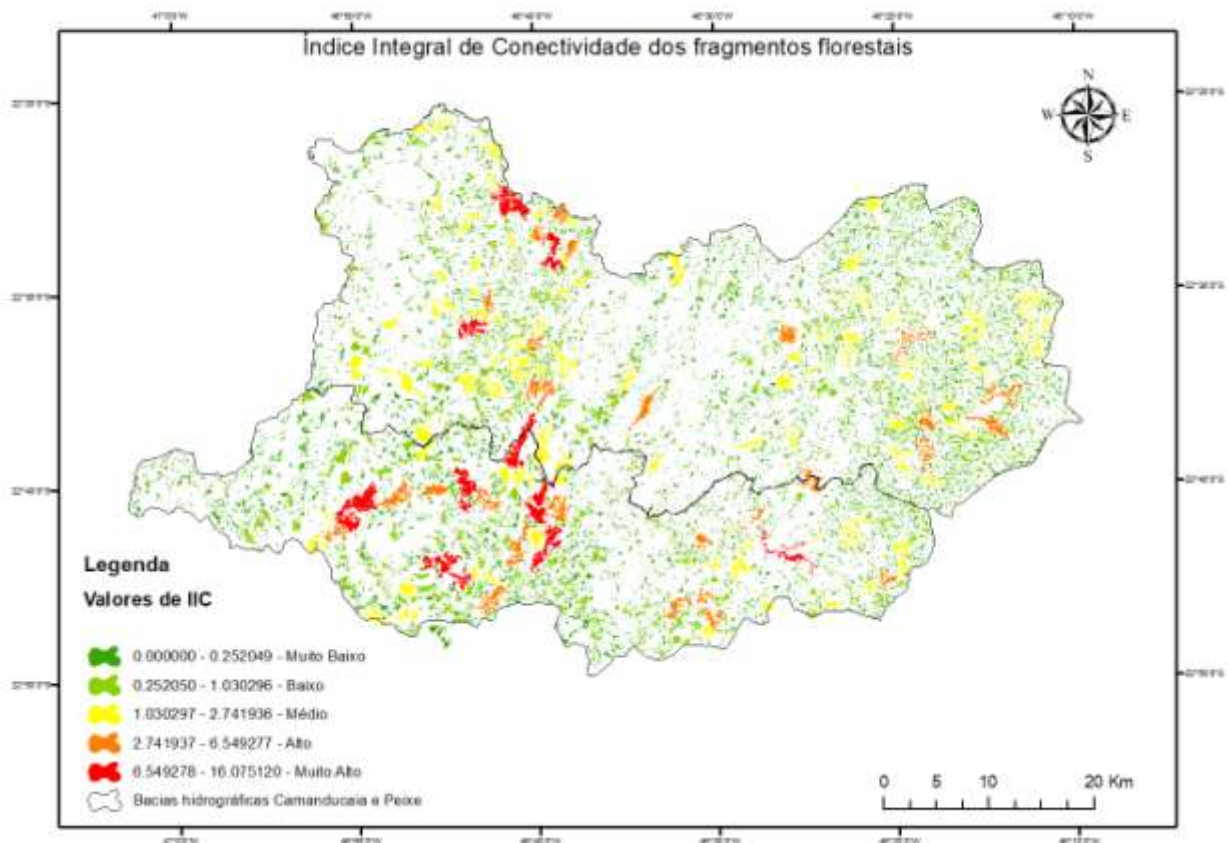


Figura 4 Mapa dos Índice Integral de Conectividade (IIC) dos fragmentos florestais, considerando os valores mais baixos de conectividade na cor verde escuro e os valore mais altos de conectividade na cor vermelha.

A delimitação das unidades de análise, utilizando como base o relevo e a hidrografia, resultou em 316 sub-bacias, as quais apresentaram valores de IIC entre 0,01 e 3,9. Foram geradas cinco categorias de conectividade (Tabela 5). As áreas prioritárias para restauração visando o aumento da conectividade da paisagem da região estão apresentadas na Figura 5. As áreas com maior índice de Conectividade estão representadas na cor vermelha, o gradiente de cores direcionado para os tons verdes representam as áreas com menores índices de conectividade. O total de áreas para cada uma das categorias estão descritos na Tabela 5.

As sub-bacias com IIC mais altos representam as áreas de maior prioridade para o aumento a conectividade da paisagem. A região centro-oeste da bacia do rio Camanducaia e sudoeste da bacia do rio do Peixe apresentaram uma concentração de

áreas com IIC Alto e Muito Alto. E a região mais a jusante da bacia do rio do Peixe também apresentou áreas com valores de IIC Alto.

As áreas de menor IIC representam áreas de menor possibilidade de restabelecimento da conectividade estrutural, e estão distribuídas em grande parte dos territórios das duas bacias hidrográficas.

Tabela 5 Distribuição das categorias das áreas prioritárias das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, de acordo com o Índice Integral de Conectividade (IIC), com os respectivos tamanhos das áreas e o percentual.

Categorias	Valores IIC	Área (ha)	Percentual
Muito Baixo	0,01 – 0,31	99.958	36,1%
Baixo	0,31 – 0,69	77.175	27,9%
Médio	0,69 – 1,04	60.411	21,8%
Alto	1,42 – 2,04	17.774	6,4%
Muito Alto	2,46 – 3,91	21.379	7,7%
Total		276.697	100%

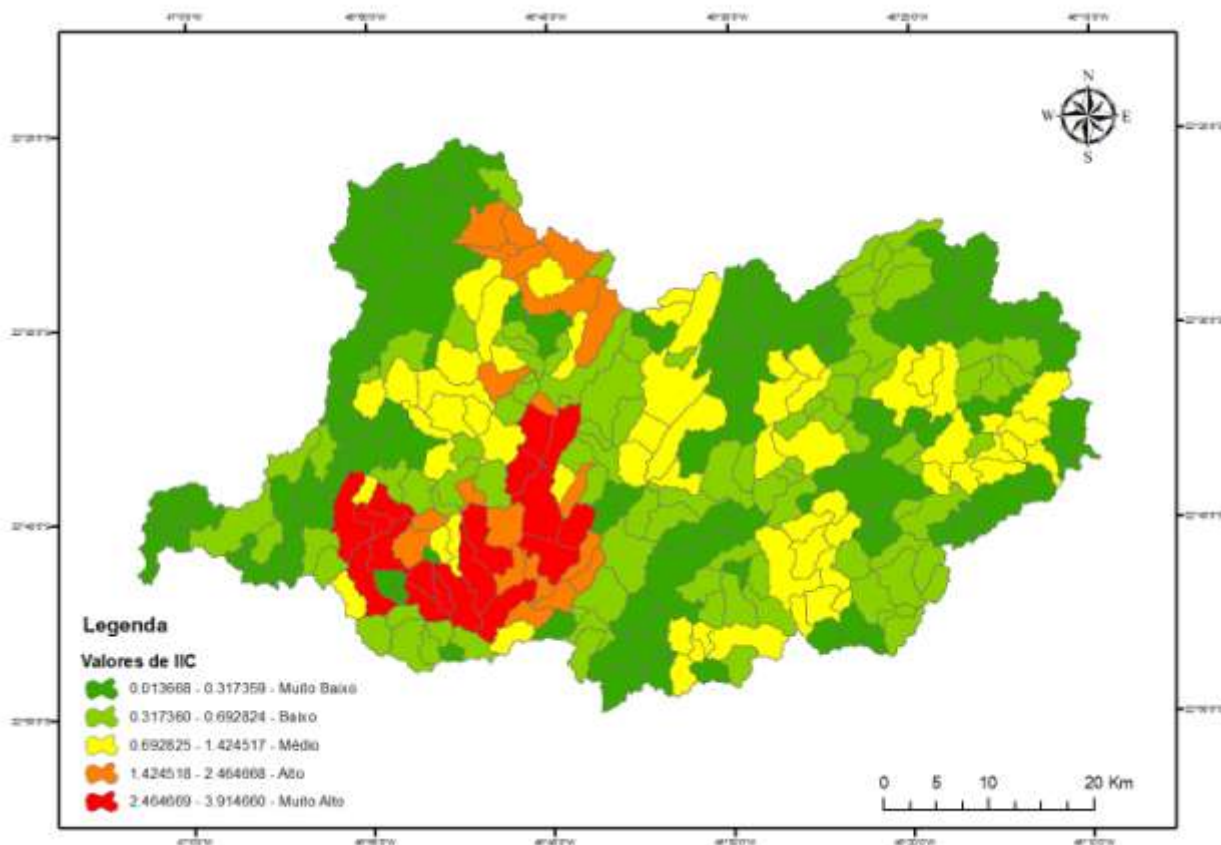


Figura 5 Mapa das áreas prioritárias para restauração da conectividade das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, com base nos valores do Índice Integral de Conectividade (IIC), sendo os valores mais baixos em verde escuro e os valores mais altos em vermelho.

Com relação às Áreas de Preservação Permanente, a análise apontou que existem 39.047 hectares de áreas sem florestas, representando 55% do total de APPs da região (FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2018b). Ou seja, áreas protegidas que deveriam estar cobertas por vegetação nativa e hoje estão ocupadas por outros usos.

O cruzamento das APPs sem florestas com as diferentes categorias de conectividade resultou no mapa identificando esse passivo ambiental dividido por potencial de conectividade (Figura 6). As áreas e os percentuais das APPs sem florestas estão representados na Tabela 6. As áreas com valores baixo e muito baixo de conectividade somam aproximadamente 60%.

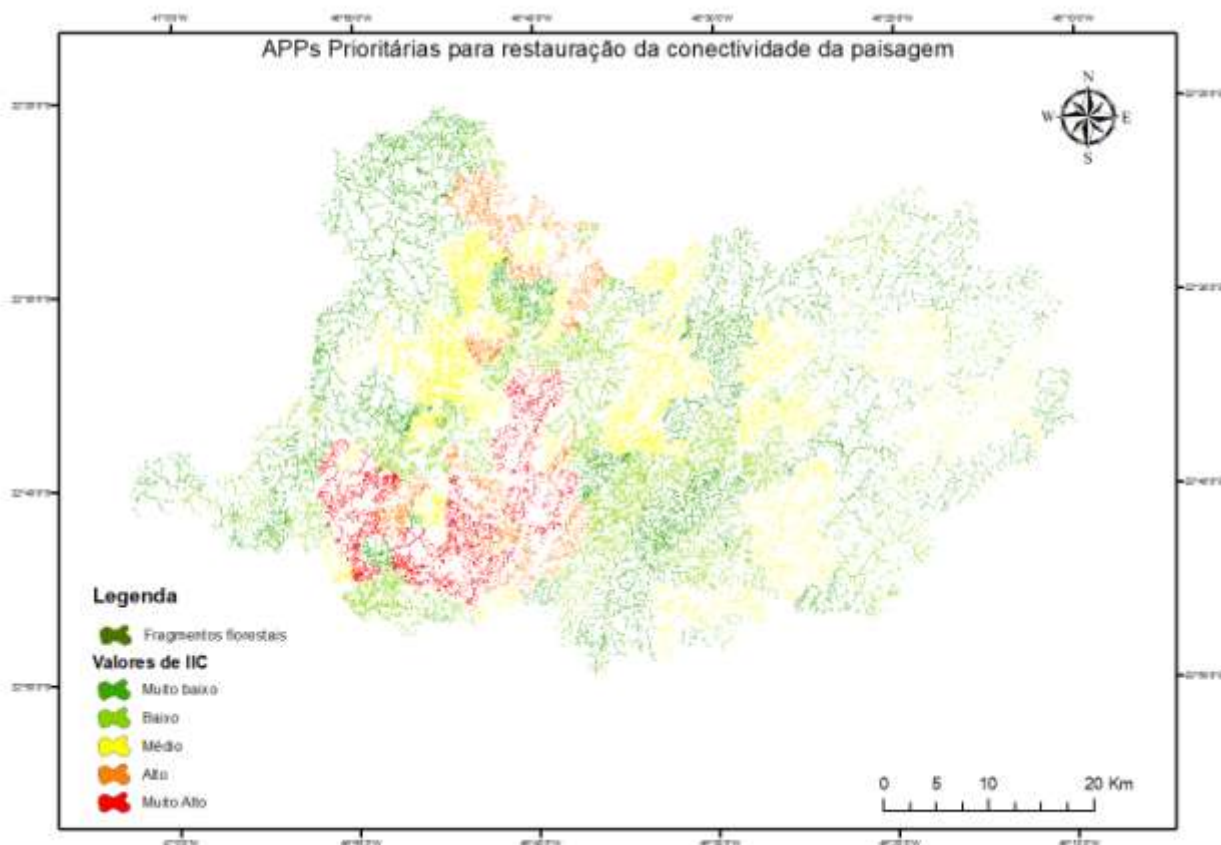


Figura 6 APP prioritárias para aumento da conectividade das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, com base nos valores do Índice Integral de Conectividade (IIC), sendo os valores mais baixos em verde escuro e os valores mais altos em vermelho.

Tabela 6 Classificação do potencial de conectividade das Áreas de Preservação Permanente das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, de acordo com os valores do Índice Integral de Conectividade, o tamanho das APPs de cada uma das categorias de conectividade e o percentual que essas áreas ocupam dentro das duas bacias hidrográficas.

Categoria (IIC)	Área de APP (ha)	Percentual
Muito Baixo	12.278	31,4%
Baixo	10.876	27,9%
Médio	8.699	22,3%
Alto	3.331	8,5%
Muito Alto	3.861	9,9%
	39.047	100%

Os dados do Cadastro Ambiental Rural (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2020) mostraram que 85% das propriedades dessa região têm inscrição no CAR, totalizando 12.167 propriedades com uma área

total de 233.761 ha. O tamanho médio dessas propriedades é de 19,2 ha. As propriedades inscritas no CAR estão amostradas na Figura 7.

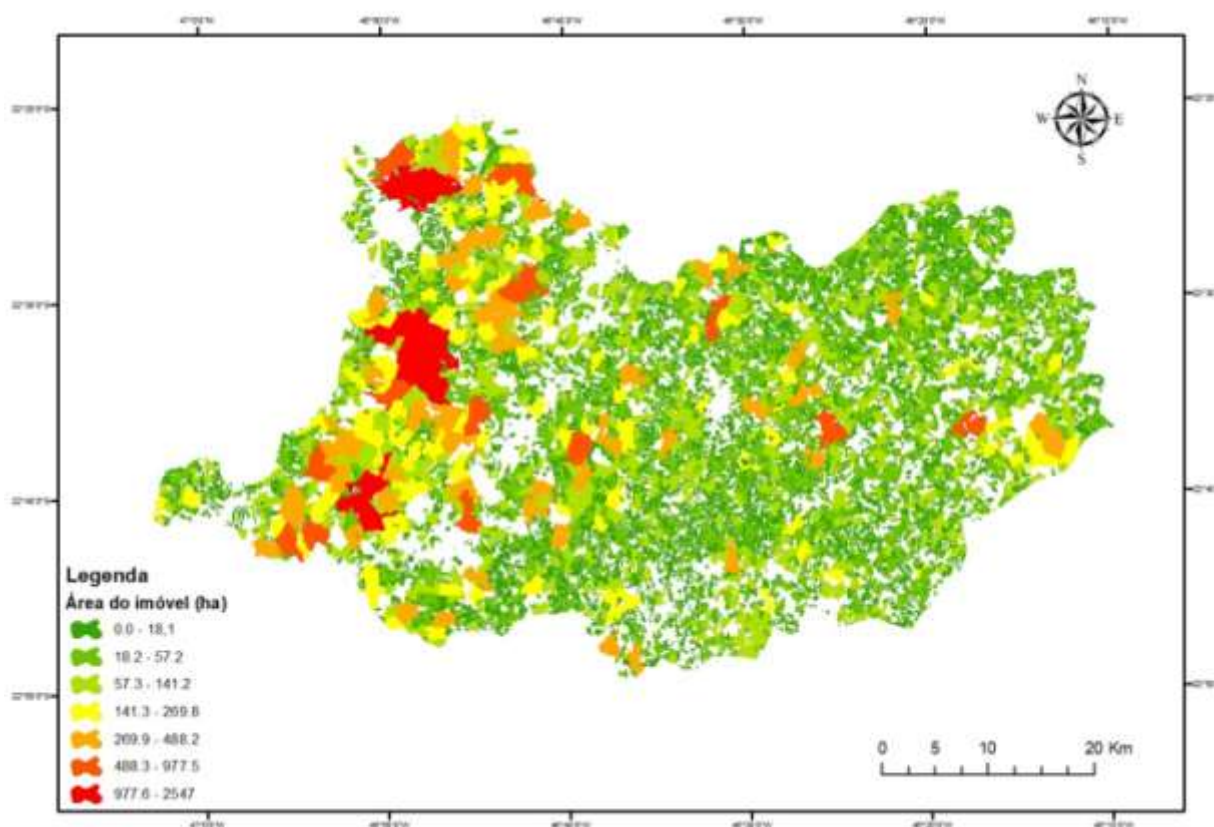


Figura 7 Mapa dos imóveis inscritos no CAR dentro das bacias Camanducaia e Peixe, com cores variadas de acordo com o tamanho da propriedade.

Os resultados apontam que 1% dos proprietários detêm mais de 20% de todo o território das duas bacias Camanducaia e Peixe. E que a maior parte dos proprietários, 73,4%, são mini fundiários (Tabela 7). 54% das áreas dessas duas bacias estão concentradas em pequenas propriedades, totalizando 11.508 proprietários, e os 46% restantes estão distribuídas em 659 propriedades, representando 46% das áreas. As maiores propriedades estão localizadas nos municípios paulistas de Amparo e Itapira.

Tabela 7 Número de propriedades inscritas no CAR com relação a seu tamanho por módulos fiscais e percentual de área e propriedade

módulos fiscais	total de hectares	Percentual de área	total de propriedades	Percentual de propriedades
até 1	48.234	20,6%	8.925	73,4%
1 a 4	77.289	33,1%	2.583	21,2%
4 a 15	58.544	25,0%	545	4,5%
acima de 15	49.692	21,3%	114	0,9%
	233.761	100%	12.167	100%

O cruzamento das informações do CAR com as Áreas de Preservação Permanentes Prioritárias para a conectividade apontou que essas áreas estão distribuídas em 748 imóveis, totalizando 1.434 hectares. As maiores APPs, considerando limite da propriedade, estão distribuídas em 36 imóveis. (Tabela 8 e

Figura 8). O restante das APPs prioritárias está distribuído nos 2.427 hectares, sem inscrição no CAR, representando 62% do total das APPs.

Tabela 8 Áreas de Preservação Permanente Prioritárias (de maior conectividade), sua distribuição nos respectivos imóveis conforme tamanho da área, seus percentuais e quantidade de imóveis inscritos no CAR onde estão localizadas essas áreas.

Tamanho das APPs (ha)	Área total (ha)	Percentual	Número de imóveis inscritos no CAR
De 0 a 1	143	10%	368

De 1,1 a 2,5	342,3	24%	204
De 2,6 a 4,6	301,9	21%	87
De 4,7 a 7,2	313,9	22%	53
De 7,3 a 14	333,2	23%	36
Total	1.434	100%	748

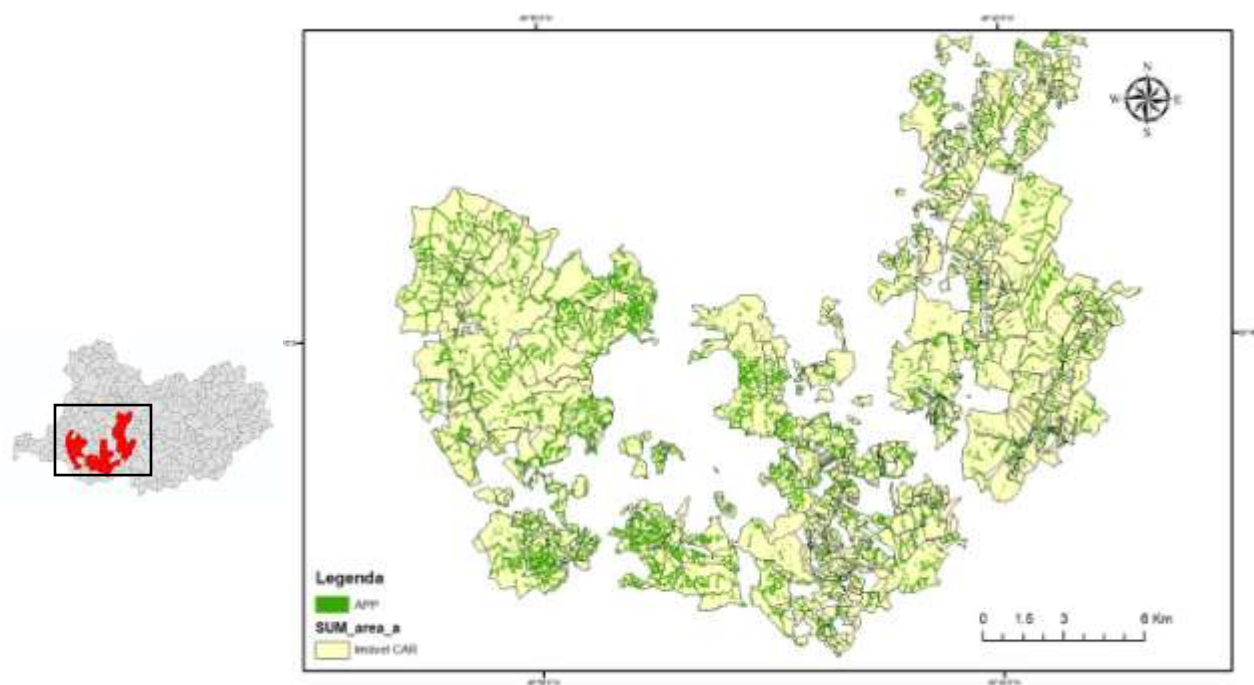


Figura 8 Mapa das Áreas de Preservação Permanente (APP) das bacias dos rios Camanducaia e Peixe com Potencial de Conectividade Muito Alto e a sua distribuição nas propriedades inscritas no CAR.

Com relação à declividade da região, os resultados apontaram uma variação entre 0 e 63,7 graus (Figura 9). As áreas mais declivosas, de acordo com a classificação, estão acima de 28 graus e representam 20% das áreas das bacias Camanducaia e Peixe.

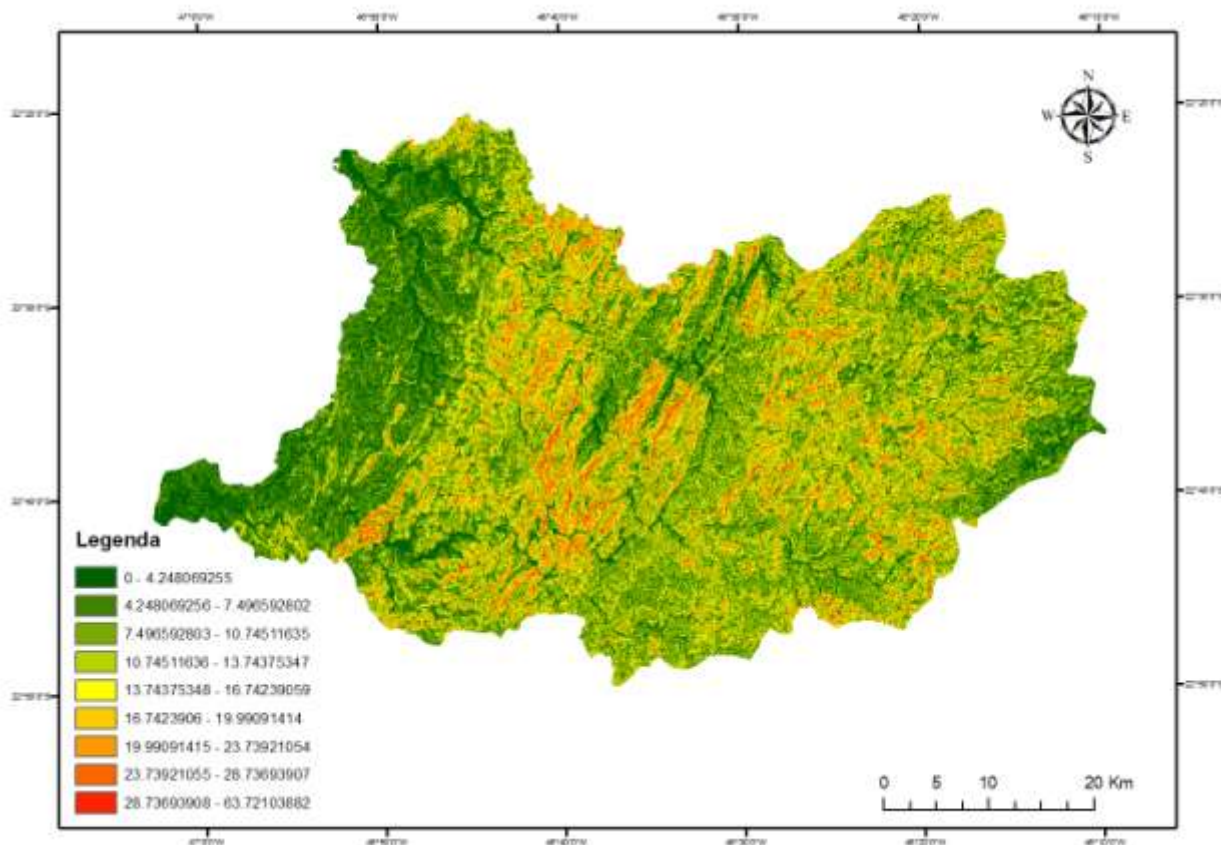


Figura 9 Mapa de declividade das bacias Camanducaia e Peixe

Como destaque dos resultados da análise da paisagem, temos:

- a) As áreas de florestas nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe representam 16%;
- b) 83,77% dos fragmentos são menores de 10ha;
- c) 865 fragmentos florestais são maiores que 10 hectares;
- d) Apenas 10 fragmentos apresentaram IIC muito alto, totalizando cerca de 3.800 hectares de florestas na região;
- e) 97,3% dos fragmentos florestais estão classificados com IIC Muito Baixo;
- f) Tanto as áreas mais declivosas quanto às áreas de maior potencial de conectividade concentram-se, a maior parte, na bacia do Camanducaia, na região centro-oeste da bacia hidrográfica;
- g) As APPs de maior potencial de conectividade estão distribuídas em 748 imóveis inscritos no CAR, totalizando 1.434 hectares.

- h) As APPs com potencial de conectividade baixo e muito baixo somam 23.154 hectares, representando 8,2% da área das bacias dos rios Camanducaia e Peixe.

6.2. Avaliação da influência das características da paisagem nas áreas em processo de restauração florestal, considerando as áreas protegidas e o tamanho das propriedades.

6.2.1. Áreas em processo de restauração monitoradas pelo Pacto

As áreas em processo de restauração monitoradas pelo Pacto somaram 8.103,3 hectares (PACTO MATA ATLÂNTICA, 2019; PROJETO MAPBIOMAS, 2019), considerando as diferentes técnicas de restauração passiva, ativa e assistida. Essas áreas sobrepostas ao mapa das áreas prioritárias para a conectividade estão apresentadas na Figura 10. Há uma maior concentração de áreas em restauração nas áreas com índice de conectividade mais alto.

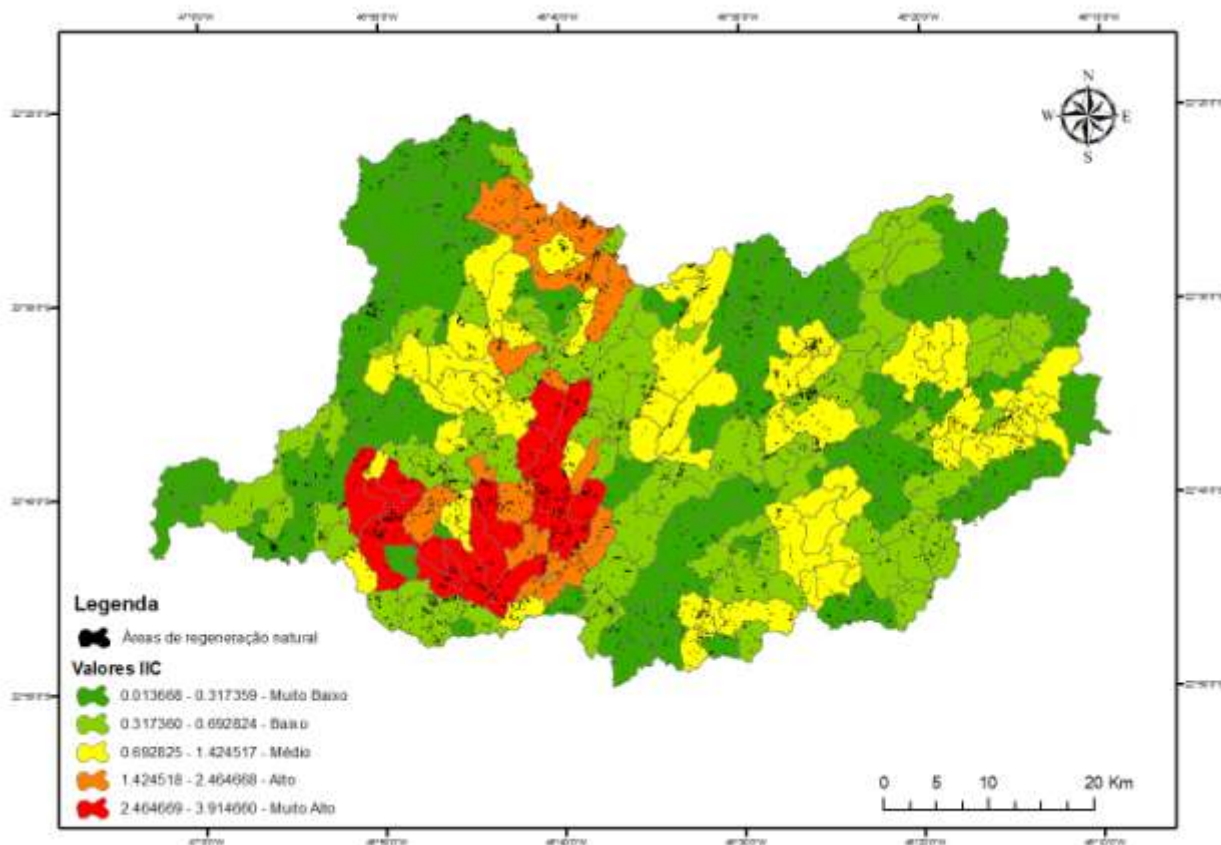


Figura 10 Polígonos das áreas em restauração florestal monitoradas pelo Pacto para Restauração da Mata Atlântica e sua distribuição no mapa de potencial de conectividade das bacias dos rios Camanducaia e Peixe, considerando as diferentes categorias do Índice Integral de Conectividade (IIC).

Na seleção de modelos, para o efeito da paisagem nas áreas de restauração florestal monitoradas pelo Pacto o modelo de melhor ajuste foi o que combinou a conectividade e a declividade (Tabela 9).

Tabela 9 Resultados da seleção de modelos, em que o Modelo 3 (M3) apresenta o resultado mais plausível ($AICc \text{ min} - AICc = \Delta AIC$; $\Delta AIC = 0$) para explicar a influência da variável conectividade (x_1) combinada com a variável declividade (x_2) na regeneração natural.

Modelo	var	pseudor2	c	AIC	AICc	AICc min	Delta	peso
M3	x_1+x_2	0,2	0,9	8527,3	8528,1	8528,1	0	1
M1	x_1	0,2	0,7	8538,9	8539,6	8528,1	11,4	0
M2	x_2	0,1	0,7	8574,0	8574,7	8528,1	46,6	0
M0	1	0	0,6	8604,0	8604,6	8528,1	76,5	0

Assim, a regeneração é influenciada tanto pela declividade quanto pela conectividade. Podemos inferir que quanto maior o potencial de conectividade e maior a declividade, maiores são as áreas em regeneração natural (Figura 11 e Figura 12).

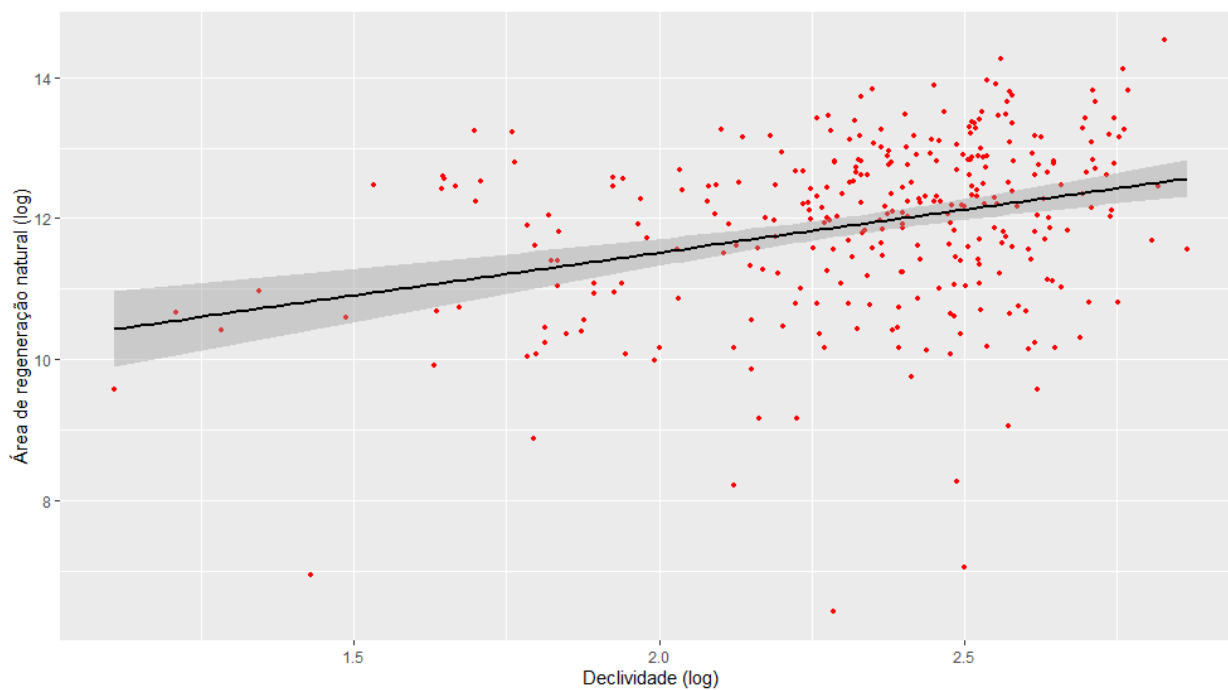


Figura 11 Gráfico de dispersão mostrando o efeito da declividade nas áreas de restauração florestal monitoradas pelo Pacto da região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe

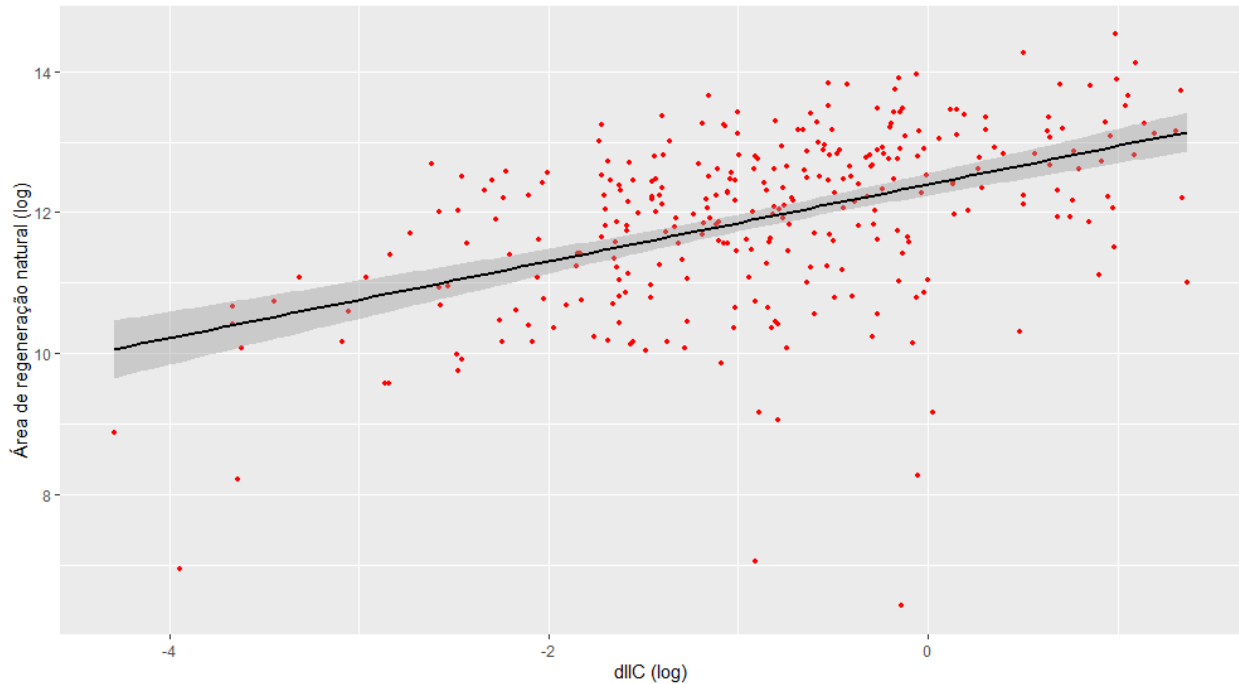


Figura 12 Gráfico de dispersão mostrando o efeito do potencial de conectividade nas áreas de restauração florestal monitoradas pelo Pacto da região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe

6.2.2. Áreas em processo de restauração monitoradas pela Associação Ambientalista Copaíba

Com base nas análises, as 56 parcelas de monitoramento das áreas em processo de restauração estiveram distribuídas em todas as categorias de conectividade, com exceção da categoria do IIC “Alto” (Tabela 10 e Figura 13). Isso se justifica pelo fato da alocação das parcelas ter sido aleatória.

Tabela 10 Parcelas de monitoramento das áreas em processo de restauração e a sua localização de acordo com as categorias de potencial de conectividade que variam de muito baixo a muito alto

Categorias	Quantidade de parcelas
Muito Baixo	10
Baixo	24
Médio	16
Alto	0
Muito Alto	6
Total	56

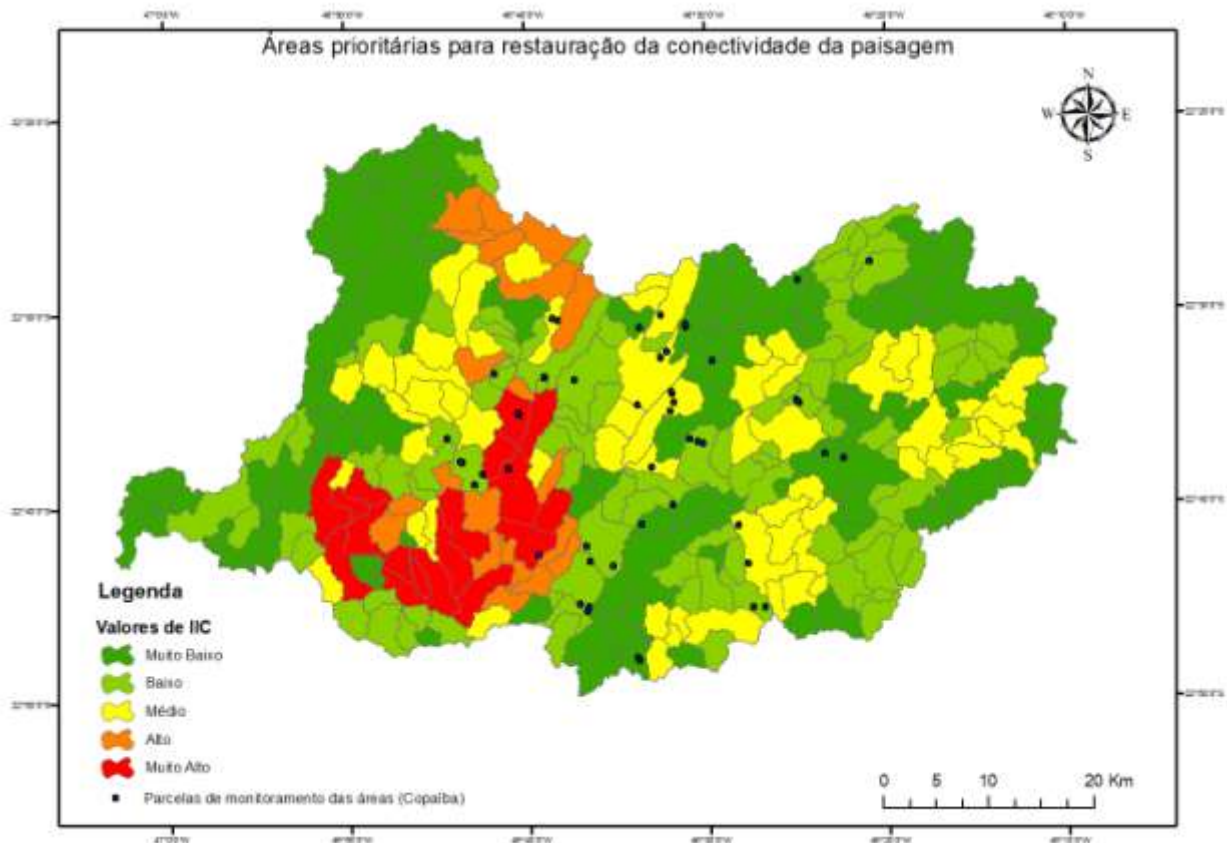


Figura 13 Mapa com a localização das parcelas de monitoramento das áreas em processo de restauração florestal da Associação Ambientalista Copaíba, distribuídas nas diferentes categorias das áreas prioritárias para restauração da conectividade.

Na seleção de modelos, para o efeito da paisagem nas áreas em processo de restauração, considerando a variável riqueza como resposta, os modelos de melhor ajuste foram os que apresentaram a declividade em sua combinação. Essa variável apresentou maior importância relativa (Tabela 11), quando comparadas as outras variáveis explicativas conectividade e idade do plantio de mudas (Tabela 12). Assim, a riqueza de espécies está sendo explicada principalmente pela declividade (Figura 14), seguida da combinação dessa variável com o potencial de conectividade.

Tabela 11 Importância relativa do peso de cada variável explicativa (x1, x2 e x3) em cada uma das variáveis respostas dos dois grupos analisados de monitoramento da Copaíba (riqueza e densidade) e de monitoramento do Pacto (restauração florestal) .

Variável	var	Peso		
		riqueza	densidade	restauração florestal
Conectividade	x1	0,4	0,2	1
Declividade	x2	0,8	0,3	0,9
Idade	x3	0,3	0,3	--

Tabela 12 Resultados da seleção de modelos pela distribuição Binomial Negativa, em que os modelos 2, 4 e 6 (M2, M4 e M6) apresentam os resultados mais plausíveis (AICc min – AICc = Δ AIC; Δ AIC > 2) para explicar a influência das variáveis conectividade (x1), declividade (x2) e idade (x3) na riqueza de espécies nas áreas em processo de restauração monitoradas pela Copaíba.

Modelos	var	pseudor2	c	AIC	AICc	AICc.min	delta	Peso
M2	x2	0,1	0,5	305,2	305,7	305,7	0	0,4
M4	x1+x2	0,2	0,8	306,1	306,9	305,7	1,2	0,2
M6	x2+x3	0,2	0,8	306,5	307,3	305,7	1,6	0,2
M1	x1	0,1	0,5	307,9	308,4	305,7	2,7	0,1
M7	x1+x2+x3	0,2	1,2	307,7	308,9	305,7	3,2	0,1
M5	x1+x3	0,1	0,8	309,3	310,1	305,7	4,4	0
M0	1	0	0,2	311,8	312,0	305,7	6,3	0
M3	x3	0	0,5	311,8	312,3	305,7	6,6	0

Para o efeito da paisagem considerando a densidade de árvores nas áreas em restauração, nenhum modelo selecionado explicou a influência das variáveis idade do plantio, declividade e conectividade (Tabela 13). Isso significa que outras variáveis podem estar influenciando a densidade de árvores nessas áreas.

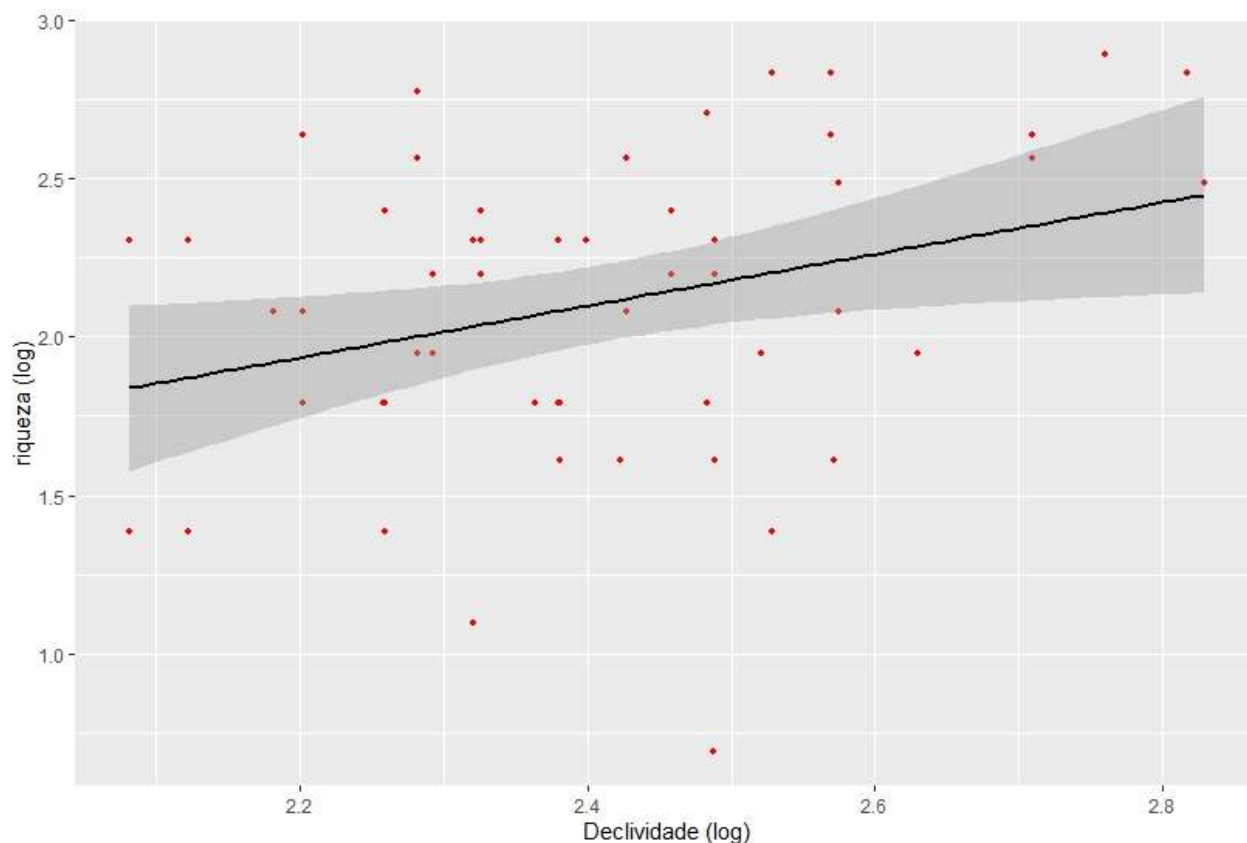


Figura 14 Gráfico de dispersão mostrando o efeito da declividade na riqueza de espécies nas áreas em processo de restauração monitoradas pela Copaíba

Tabela 13 Resultados da seleção de modelos pela distribuição Binomial Negativa, em que o modelo nulo (M0) apresenta o resultado mais plausível ($AICc \text{ min} - AICc = \Delta AIC$; $\Delta AIC > 2$) para explicar a influência das variáveis conectividade (x1), declividade (x2) e idade (x3) na densidade de árvores nas áreas em processo de restauração, ou seja, o modelo selecionado não tem efeito na influência das variáveis explicativas para a densidade.

Modelos	var	n	pseudor2	c	AIC	AICc	AICc.min	delta	peso
M0	1	56	-6,3E-14	2,3E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	0	3,8E-01
M2	x2	56	6,8E-03	4,6E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	1,8E+00	1,5E-01
M3	x3	56	5,7E-03	4,6E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	1,9E+00	1,5E-01
M1	x1	56	1,5E-03	4,6E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	2,1E+00	1,3E-01
M6	x2+x3	56	1,6E-02	7,8E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	3,6E+00	6,2E-02
M5	x1+x3	56	1,0E-02	7,8E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	4,0E+00	5,3E-02
M4	x1+x2	56	6,9E-03	7,8E-01	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	4,2E+00	4,8E-02
M7	x1+x2+x3	56	1,6E-02	1,2E+00	9,2E+02	9,2E+02	9,2E+02	6,1E+00	1,9E-02

Como destaque dos resultados da análise dos dados, temos:

- a) O aumento da riqueza de espécies encontrada no monitoramento das áreas em processo de restauração é explicado pela maior declividade das áreas;
- b) Os altos valores de IIC estão correlacionados à declividade das áreas, conseqüentemente ao uso e ocupação do solo;
- c) As áreas em processo de restauração florestal monitoradas pelo Pacto ocorrem nas áreas de valores muito altos de conectividade e áreas mais declivosas;
- d) As áreas em processo de restauração florestal monitoradas pela Copaíba ocorrem em maior concentração nas áreas de baixo e muito baixo potencial de conectividade, reflexo da real necessidade da restauração florestal ativa nessas áreas.

6.3. Levantamento de custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias

Para cumprimento do passivo ambiental das Áreas de Preservação Permanente com potenciais baixo e muito baixo de conectividade, que totalizam 23.154 hectares, são necessários mais de 972 milhões de reais. Áreas que devido ao baixo potencial de conectividade deverão receber ações de maior intervenção, previstas em métodos de restauração ativa com maior adensamento de plantas por hectare.

Se as mesmas metodologias fossem utilizadas nas áreas de maior potencial de conectividade, seria necessário o investimento de aproximadamente 162 milhões de reais em uma área de 3.861 hectares. Mas levando em consideração a análise realizada, em que as áreas de maior potencial de conectividade também são as áreas de maior sucesso de restauração florestal, sugere-se a adoção de ações de menor intervenção. Nesse caso, a estimativa de investimentos para a restauração das APPs com maior potencial de conectividade passa a ser de aproximadamente 40 milhões de reais (Tabela 14).

Tabela 14 Estimativa de custo da restauração das Áreas de Preservação Permanente nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe, o tipo de intervenção e métodos de restauração indicados, de acordo com o potencial de conectividade (IIC), que varia de muito baixo até muito alto.

Conectividade (IIC)	Intervenção	Tipo de Restauração	Custo/ha (R\$)	Passivo APP (ha)	Custo total (R\$)
Muito Baixa	Alta	Ativa	42.000,00	12279	515.717.160,00
Baixa	Alta	Ativa	42.000,00	10876	456.792.591,15
Média	Média	Ativa e/ou Assistida	21.000,00	8699	182.680.680,00
Alta	Baixa	Passiva	10.500,00	3332	34.985.685,00
Muito Alta	Baixa	Passiva	10.500,00	3861	40.544.280,00
TOTAL				39.047	1.230.720.396,15

7. DISCUSSÃO

7.1. Conectividade da paisagem

As áreas de florestas das bacias dos rios Camanducaia e Peixe apresentam-se reduzidas à 16% (48.000 ha) da cobertura original, devido ao contexto histórico de uso e ocupação do solo. Dados semelhantes são apresentados pelo PROJETO MAPBIOMAS (2019), apontando que a região possui aproximadamente 17% de cobertura florestal. Considerando o limiar de 30% à 40% de cobertura nativa como o mínimo para conciliar a conservação biológica e o uso econômico em paisagens intensamente antropizadas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; METZGER, 2010; REZENDE et al., 2018a), a região possivelmente apresenta perda da biodiversidade, tendo em vista o baixo percentual de fragmentos florestais. Por outro lado, o cumprimento do passivo ambiental, restaurando todas as APPs (39.047 hectares) dessa região, elevaria a cobertura florestal a 29% da área total das bacias Camanducaia e Peixe. A maior parte desse passivo está concentrado principalmente nas áreas identificadas com menor potencial de conectividade e de mais baixa declividade, onde o uso e ocupação do solo continua sendo mais intenso, com alta aptidão agrícola.

Essa região teve sua cobertura florestal dizimada, que historicamente foram utilizadas pelo cultivo agrícola, principalmente da cultura cafeeira, e a pastagem. Grande parte dos fragmentos florestais de hoje são florestas secundárias formadas espontaneamente pelo abandono dessas atividades (DE LIMA PESSOA et al., 2020; DEAN, 1996; PROJETO RADAMBRASIL, 1983; RIBEIRO et al., 2011).

Os efeitos da perda da biodiversidade podem ser agravados ao considerar a fragmentação da região, que é alta. Os menores fragmentos florestais, além de estarem em maior número (83,77%), concentram a maior quantidade de área, estão mais isolados entre si, sendo representados neste estudo em áreas com menor conectividade. A alta fragmentação dessa região também foi observada pela Associação Ambientalista Copaíba, ao avaliar a importância dos fragmentos florestais para a conectividade da paisagem dessas duas bacias. O relatório técnico apresenta resultados semelhantes quanto à fragmentação e potencial de conectividade (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2019a). Nele consta que mais de 85% dos fragmentos são menores que 10 hectares e 94% deles apresentam baixa conectividade.

Essa situação normalmente é observada na Mata Atlântica. BRANCO (2018) em sua dissertação sobre a priorização de fragmentos para restauração da paisagem na região centro-oeste do Estado de São Paulo, encontrou que os fragmentos florestais menores que 10 ha foram predominantes em seu estudo. ZANELLA et al. (2012) em Minas Gerais, verificaram que os fragmentos menores representam mais 86% das florestas nativas dessa região de 8545 ha. O que implica que a situação de alta fragmentação é reflexo do contexto nacional da Mata Atlântica, apresentado como crítico no estudo de RIBEIRO et al. (2009) que aponta que a maior parte da vegetação nativa remanescente está concentrada em pequenos fragmentos isolados uns dos outros, compostos por florestas secundárias em estágios iniciais a médios de sucesso - 80% desses fragmentos são menores que 50 ha.

Nesse sentido a restauração das APPs podem contribuir fortemente para aumentar o potencial de conectividade dessas áreas, considerando que são mais de 23 mil hectares de áreas sem florestas nas proximidades desses pequenos fragmentos, quase 60% das APPs das duas bacias. Essas são justamente as áreas de menor

potencial de conectividade, e uma vez dado início no processo de restauração florestal, além de contribuir para a conservação dos recursos hídricos, estarão contribuindo para a provisão de outros serviços ecossistêmicos.

Os pequenos fragmentos são importantes por permitirem conexões entre remanescentes maiores, podendo servir como trampolins (METZGER, 1997; UEZU; BEYER; METZGER, 2008), favorecendo o fluxo dos organismos. Podem contribuir para a conservação de grande número de árvores e mamíferos tropicais, incluindo os ameaçados de extinção (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999). Os pequenos fragmentos podem ser mantenedores da biodiversidade regional e também fontes de sementes de importantes espécies vegetais nativas, utilizadas para formação de mudas para restauração ecológica (ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA, 2010; EMER et al., 2020; VIANI et al., 2017).

A concentração de áreas com muito alto e alto potencial de conectividade na região centro-oeste da bacia do rio Camanducaia e sudoeste da bacia do rio do Peixe é explicada pela maior concentração de grandes fragmentos somada a maior proximidade entre eles. Devido ao abandono do uso do solo dessas áreas por conta da declividade e baixa aptidão agrícola permitiu, historicamente, a formação dessas florestas secundárias (DE LIMA PESSOA et al., 2020; MIRANDA et al., 1997; PROJETO RADAMBRASIL, 1983). É nessa região que estão a maior parte dos fragmentos maiores de 100 hectares, que não chegam a 1% do total de remanescentes florestais. Eles são fundamentais para manter as espécies mais sensíveis. Alguns estudos realizados na região constam a presença de espécies arbóreas ameaçadas em parte desses remanescentes, como *Guarea guidonia*, *Cedrela fissilis*, *Machaerium villosum* e *Peltophorum dubium* e também espécies de fauna lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*); onça-parda (*Puma concolor*); jaguatirica (*Leopardus pardalis*); lontra (*Lontra longicaudis*); macaco-prego (*Sapajus nigritus*) e sauá (*Callicebus nigrifrons*) (DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DAEE, 2013; INSTITUTO DE BOTÂNICA, 1992; MIRANDA et al., 1997; SARTORI; CARVALHO; VAN DEN BERG, 2007; TOLEDO FILHO, 1997).

As áreas de maior potencial de conectividade têm maiores chances de restabelecer a conexão estrutural entre os fragmentos florestais, uma vez que elas foram definidas a partir dos valores de conectividade dos próprios fragmentos. Ou seja, a restauração da conectividade só poderá ser implementada considerando também a conservação dos fragmentos florestais existentes.

Apesar da análise deste estudo priorizar a restauração das áreas de maior potencial de conectividade, os resultados trazem à luz a importante discussão sobre priorização de áreas. O foco nas áreas de maior potencial de conectividade levará a restauração florestal de áreas que, devido a declividade, ao histórico de uso e ocupação do solo e a proximidade com fragmentos florestais, terão maior facilidade de restauração, deixando de lado a necessidade de restauração em áreas extremamente fragmentadas, que hoje são de menor potencial de conectividade justamente pela facilidade e intensidade de uso e ocupação do solo, além do alto custo.

São nessas áreas que os fragmentos florestais são muito pequenos e distantes entre si, portanto, são mais susceptíveis a serem eliminados devido à pressão de outros usos e ocupação do solo no seu entorno. Considerando a conservação da biodiversidade importante para outros diversos serviços ecossistêmicos, como aumento da infiltração de água no solo, absorção de carbono, polinização, redução de efeitos erosivos, melhoria da qualidade da água, a restauração de áreas com baixa prioridade pode ser altamente importante (CUNHA et al., 2013).

A identificação das propriedades que concentram as APPs com maior e menor potencial de conectividade é um importante direcionamento para ações de restauração florestal, visando efetividade e economia de recursos.

Uma vez identificadas essas áreas, à nível de propriedade, é importante ponderar a prioridade da restauração com a disponibilidade de uso da terra, sabendo que a decisão final da restauração florestal depende da vontade desses proprietários de terra. Mesmo com o apoio técnico e financeiro para a restauração florestal, ainda há muita resistência por parte dos detentores da terra na região. Os relatórios técnicos e de prestação de contas aos financiadores e patrocinadores de projetos da Associação Ambientalista Copaíba, relatam essa dificuldade há anos (dados não publicados).

A região tem um diferencial levando em consideração o tamanho das propriedades. Isso afeta diretamente a definição das estratégias adotadas e custos envolvidos para restauração florestal das áreas, pois 53,7% das áreas estão em pequenas propriedades (até 4 módulos fiscais) e 46,3% são de médios e grandes. Nesse caso, para futuras análises e propostas de ações de restauração e desenvolvimento de política pública dessa região, é imprescindível considerar essa peculiaridade, que visando o apoio à restauração dos pequenos proprietários.

Por meio da análise pode-se levantar as propriedades consideradas mais estratégicas para a restauração das áreas prioritárias. Mas é importante ressaltar que parte dessas áreas está localizada em propriedades não inscritas no CAR, e além de terem o mesmo grau de prioridade para a restauração, possivelmente precisam de apoio para se regularizar quanto a esse registro.

7.2. Influência da paisagem nas áreas de regeneração natural e restauração florestal

7.2.1. Regeneração Natural

A regeneração das florestas ocorreu mais fortemente ao longo dos últimos 20 anos na Mata Atlântica, possibilitando e contribuindo para a provisão de diferentes serviços ecossistêmicos (CROUZEILLES et al., 2020). Esse monitoramento realizado pelo Pacto somado ao presente estudo apontou que os 8.103,3 hectares de áreas em restauração florestal na região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe são influenciados pelo alto potencial de conectividade das áreas, pelo menor degradação nos últimos anos, devido a baixa aptidão agrícola, em virtude da alta declividade que varia de 28 a 63 graus.

Diversos estudos têm mostrado que, em consequência da dificuldade de acesso e limitação de uso do solo, a cobertura florestal é mais elevada em áreas mais íngremes, levando ao desmatamento e ocupação de outras áreas mais acessíveis (CROUZEILLES et al., 2016; SILVA et al., 2007). Nessas áreas mais declivosas, o uso torna-se inviável, principalmente para a agricultura, ocorrendo o abandono das áreas e

a ocupação pela regeneração natural. Resultados similares foram encontrados por SILVA et al., (2007) em estudo sobre a distribuição espacial da cobertura florestal, de Mata Atlântica em Ibiúna, região de planalto no Estado de São Paulo e SANTOS et al., (2016) em estudos no município de Paraíba do Sul, Rio de Janeiro. DE REZENDE et al., (2015) apresentaram esses resultados analisando a cobertura florestal de Mata Atlântica ao longo de 36 anos em um município no sudeste do Brasil, encontrando a regeneração mais favorecida em áreas mais declivosas. De modo geral, na Mata Atlântica os processos de desmatamento e regeneração natural são claramente influenciados pela topografia, altitude e também pelo uso do solo (RIBEIRO et al., 2011).

No estudo de CROUZEILLES et al., (2020), a característica mais importante que favoreceu a regeneração natural foi a proximidade com as áreas de florestas, com 90% dos locais de regeneração natural ocorrendo a uma distância aproximada de 190 metros das áreas de florestas. Nesse sentido, as florestas servindo como fontes de propágulos para a regeneração natural (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; HOLL, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Isso reforça a necessidade de estratégias distintas para áreas de maior e menor potencial de conectividade, por meio de incentivos para que a regeneração natural ocorra espontaneamente, como já vem ocorrendo e desenvolver ações de apoio à restauração florestal das áreas de menor potencial de conectividade, que contribuirão para o aumento efetivo da cobertura florestal dessa região.

7.2.2. Restauração Florestal (plantio total)

O conhecimento e a compreensão sobre a distribuição espacial de uma floresta em diferentes aspectos do terreno pode ajudar a entender a dinâmica florestal, assim como contribuir para programas de restauração (RIBEIRO et al., 2011). Diversos estudos têm mostrado que apesar das diferentes abordagens e escalas de análise, a riqueza e a composição das comunidades vegetais são influenciadas por características do relevo (SILVA et al., 2007).

Assim como a declividade influencia a regeneração natural das áreas, era esperado que a riqueza de espécies e a densidade de plantas em áreas em processo de restauração também fossem influenciadas por essa característica. A riqueza de espécies quando apresenta esse efeito positivo nas áreas em processo de restauração monitoradas pela Copaíba confirma essa proposição e também recebe influência do alto potencial de conectividade, já que essas variáveis estão correlacionadas. Isso segue um padrão descrito em outros estudos (DE REZENDE et al., 2015; MARIA TEIXEIRA et al., 2009; SILVA et al., 2007). EVERSON; H. BOUCHER, (1998) encontraram maior número de espécies de árvores na margem do rio em áreas de maior declividade do que em áreas mais planas, em um estudo no rio Potomac, em Washington, nos Estados Unidos.

Contrariamente ao encontrado no estudo de PIVELLO et al., (2006), em que foram avaliadas a chuvas de sementes em fragmentos florestais de Mata Atlântica sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. Apesar do seu isolamento na paisagem e diferente do esperado pelo estudo, o fragmento pequeno e isolado foi o que apresentou melhor estrutura de vegetação. Isso ressalta a importância e atenção a ser dada aos pequenos fragmentos, que ainda possuem boa estrutura da vegetação em muitas regiões da Mata Atlântica.

Com relação a densidade de plantas nas áreas em processo de restauração florestal, tanto a declividade quanto a conectividade não tiveram efeito sobre essa variável, o que pode ser explicado pelos diferentes tratamentos aplicados durante as ações de manutenção dessas áreas. Isso denota que outras variáveis podem estar influenciando a densidade de plantas nessas áreas. Uma vez que, as áreas em processo de restauração analisadas por esse estudo, fazem parte de um dos projetos executados pela Copaíba em que a instituição apoia proprietários rurais para a restauração florestal, por meio do plantio total, principalmente doando as mudas, os insumos para o plantio e o assessoramento técnico antes, durante e depois de dois anos do plantio. Nesse sentido, apesar da orientação, fica a critério e de responsabilidade de cada proprietário as ações de manutenção da área, não seguindo necessariamente um padrão definido pela Copaíba.

No mesmo contexto, seria esperado que a idade do plantio influenciasse a densidade de regenerantes nas áreas em processo de restauração. Ou seja, quanto mais antigos os plantios, mais tempo para a chegada de propágulos. Porém, o aumento de regenerantes ao longo do tempo não necessariamente implica no aumento de indivíduos.

LONDE et al., (2020) compararam diferentes indicadores ecológicos para avaliação de áreas de restauração na Mata Atlântica e encontraram que em áreas de plantio a riqueza apresentou valor alto ao longo dos anos, mas semelhante aos dados de referência desde o início, indicando o uso de grande número de espécies nesses projetos. Já as áreas em regeneração, no mesmo estudo apontaram que precisam de pelo menos 20 anos para o aumento da riqueza de espécies. LONDE et al., (2020) também não encontraram diferenças nos valores de densidade de plantas ao longo dos anos, o que pode colocar em risco o sucesso da restauração. Uma baixa densidade de espécies em regeneração pode causar problemas de adensamento nas áreas, não havendo indivíduos suficientes para colonizar novas clareiras abertas.

Isso ressalta a importância das ações de monitoramento e avaliação dos projetos de restauração florestal que poderão direcionar ações imediatas de manutenção das áreas garantindo o sucesso da restauração. Além disso, traz a reflexão de que diferentes formas de conduzir a manutenção das áreas em restauração podem estar relacionadas às diferentes condições financeiras e de engajamento dos proprietários parceiros dessas ações.

7.3. Levantamento de custos para possíveis métodos de restauração florestal das áreas prioritárias

A restauração ecológica pode contribuir criticamente para conservação da biodiversidade, permitindo o aumento da cobertura vegetal nativa e a conectividade dos habitats (BRANCALION et al., 2019). Em virtude disso, o estudo mostra a necessidade de se buscar diferentes estratégias de restauração florestal para situações distintas, considerando o potencial de conectividade, mas também o tamanho das propriedades.

Nesse sentido o planejamento da restauração considerando a priorização de áreas contribui, de forma mais efetiva e econômica, para a definição de estratégias que indiquem como e onde restaurar (CUNHA et al., 2013; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012). Essas características precisam ser incorporadas nos projetos e programas de restauração para nortear suas ações práticas (DE SOUZA LEITE et al., 2013; ENGEL; PARROTTA, 2003; PIVELLO; METZGER, 2001; RIBEIRO et al., 2012).

Visando a redução de custos, diversos estudos apontam novas perspectivas para a restauração da Mata Atlântica com base na persistência da regeneração natural (BRANCALION et al., 2019; CROUZEILLES et al., 2019a, 2020; DE REZENDE et al., 2015; HOLL; BRANCALION, 2020). Mesmo tendo em vista as alternativas para redução dos custos da restauração, o passivo ambiental nas bacias dos rios Camanducaia e Peixe é muito alto e, portanto, o valor de investimento também.

Os custos da restauração podem variar consideravelmente, além do potencial de regeneração natural, cada região tem seu valor de mão de obra local, por conta da declividade do solo, o uso ou não de maquinários, herbicidas, entre outros fatores. O alto valor para restauração dessa região leva em consideração essas peculiaridades. Nesse sentido, a governança e a participação dos diversos atores em parceria para concretizar essa ação é de fundamental importância. (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; CROUZEILLES et al., 2020; TAMBOSI, 2014).

Assim, entendendo isso, é importante salientar que essas características deverão ser analisadas em uma etapa posterior do plano de restauração. Na prática, a definição das estratégias e metodologias mais adequadas para cada situação específica, deverá ser realizada por meio do diagnóstico de cada projeto a ser implementado. Condições socioeconômicas local, histórico de perturbações, características sobre solo, clima, fatores de degradação e uso atual do solo são informações importantes para embasar esse diagnóstico local (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ENGEL; PARROTTA, 2003).

Nesse contexto, surgem os desafios de ponderar a priorização das áreas com a disponibilidade da restauração. Inúmeros métodos disponíveis e em estudos para que a restauração reestabeleça ecossistemas nativos com grandes chances de sustentabilidade ecológica a médio e longo prazo. Ao mesmo tempo ainda há entraves

na execução desses projetos e no cumprimento do seu papel, não sendo suficiente os bons métodos uma vez que os detentores das terras não estão disponíveis a restaurarem suas propriedades e muitas vezes, ainda precisam arcar com parte desses custos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Pela experiência da Copaíba, atuando há mais de 20 anos nessa região, além de todo investimento de financiadores, patrocinadores e outros parceiros dos projetos de restauração florestal, a ação de mobilização e engajamento dos proprietários das terras é imprescindível e crucial para o sucesso da restauração (dados não publicados).

Atualmente essa é uma grande discussão, desenvolver políticas ambientais e iniciativas que utilizem o planejamento da restauração ecológica para potencializar o retorno do investimento em diferentes objetivos socioeconômicos e ecológicos (CROUZEILLES et al., 2020; TAMBOSI et al., 2013).

8. CONCLUSÃO

A partir do planejamento para priorização das áreas mais importantes para a conectividade da paisagem das bacias dos rios Camanducaia e Peixe e das análises realizadas nesse estudo, foi possível concluir que:

- A região das bacias dos rios Camanducaia e Peixe encontra-se altamente fragmentada, apresentando 97,3% de seus remanescentes com baixa conectividade. Isso não significa que o baixo potencial de conectividade torna essas áreas menos importantes de serem conservadas. Pelo contrário, o grau de isolamento e o tamanho tornam esses fragmentos mais susceptíveis a serem dizimados e, portanto, precisam de atenção;
- O passivo ambiental para restauração das Áreas de Preservação Permanente dessa região é de aproximadamente 40 mil hectares;
- A restauração do passivo de 40 mil hectares elevaria a cobertura florestal das bacias Camanducaia e Peixe a 29%, contribuindo fortemente para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos;

- As áreas de maior potencial de conectividade estão concentradas em 3.861 hectares de APPs, sendo 1.434 hectares distribuídos em 748 imóveis inscritos no CAR, e o restante das áreas não foi possível identificar as propriedades.
- A restauração das APPs dos 23 mil hectares de áreas sem florestas nas proximidades dos pequenos fragmentos, que representam quase 60% das APPs das duas bacias podem contribuir fortemente para aumentar o potencial de conectividade dessas áreas;
- São necessários investimentos da ordem de 40 milhões de reais para a restauração das áreas de maior potencial de conectividade;
- A restauração dessas áreas é fundamental para restabelecer a conectividade estrutural da paisagem assim como a conservação dos fragmentos florestais existentes em virtude deles proporcionarem a alta conectividade na região;
- O presente estudo traz a importante discussão sobre priorização de áreas. Apresenta a importância de ponderar a necessidade da restauração de áreas de maior potencial de conectividade, que também são as áreas de menor custo para serem restauradas, com a necessidade de restauração das áreas extremamente fragmentadas, que são as áreas de menor potencial de conectividade, justamente pela alta aptidão agrícola e intensidade de uso e ocupação do solo, além do alto custo.
- O cumprimento do passivo ambiental dessas APPs pode ser uma interessante estratégia de aumentar a conectividade da paisagem.
- As menores propriedades estão nas áreas de maior declividade, maior potencial de conectividade, que também são as áreas de menor aptidão agrícola, maior potencial de regeneração natural, e de menor custo da restauração. Já as grandes propriedades estão concentradas nas áreas de menor declividade, ou seja, de alta aptidão agrícola, de menor potencial de conectividade e conseqüentemente de maior custo. Isso livra os grandes proprietários dos seus passivos ambientais e coloca o peso e a necessidade da restauração como responsabilidade dos pequenos.

- As análises deste estudo contribuirão para a tomada de decisão norteando a elaboração de projetos de restauração e a mobilização de recursos para sua execução;
- Esse estudo poderá ser utilizado como subsídio para a elaboração de políticas públicas de conservação e restauração ecológica regionais e também nos municípios de abrangência das duas bacias hidrográficas;

9. REFERÊNCIAS

ALGER, K.; LIMA, A. Políticas Públicas e a Fragmentação de Ecossistemas. In: MMA, M. DO M. A. (Ed.). . **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: [s.n.]. p. 391–419.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729–739, jun. 2009.

ARROYO- RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human- modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, p. ele.13535, 15 jun. 2020.

ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA. Rio do Peixe Situação Ambiental das Áreas de Preservação Permanente e ameaças ao manancial. **Relatório Técnico**, 2010.

ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA. Importância dos fragmentos florestais para manutenção da conectividade funcional das bacias dos rios do Peixe e Camaducaia. **Relatório Técnico**, 2019a.

ASSOCIAÇÃO AMBIENTALISTA COPAÍBA. **Associação Ambientalista Copaíba**. Disponível em: <<https://www.copaiba.org.br/>>. Acesso em: 5 fev. 2020b.

BARBOSA, K. V. DE C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, 1 jan. 2017.

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

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados: Fase 1: restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. **Pacto para restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 2009.

BENINCASA, V. Fazendas de Café O patrimônio arquitetônico rural em São Paulo , Brasil , 1800-1940. 1940.

BRANCALION, P. H. S. et al. Strategies for supporting the conservation of secondary tropical forests embedded in modified landscapes. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**, v. 7, n. 3, p. 219–234, 2012a.

BRANCALION, P. H. S. 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, 1 nov. 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. eaav3223, 3 jul. 2019.

BRANCALION, P. H. S. . et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, 2012b.

BRANCALION, P. H. S.; GALDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Uma visão ecossistêmica do processo de restauração ecológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). . **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. p. 78–86.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. Oficina de ed. São Paulo: 2015, 432p.

BRANCO, K. **Índice de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da paisagem**. [s.l.] Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2018.

BRASIL. **LEI FEDERAL Nº 12.651** Brasília, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. [s.l.: s.n.]. v. 65

CADAVAL, L. et al. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. n. January, p. 28, 2006.

CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, mar. 2011.

CBH-MOGI. **DELIBERAÇÃO CBH-MOGI AD REFERENDUM**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://fehidro.saisp.br/fehidro/index.html>>. Acesso em: 20 set. 2020.

CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373–384, 1 mar. 2018.

COLLINGE, S. K.; FORMAN, R. T. T. A Conceptual Model of Land Conversion Processes: Predictions and Evidence from a Microlandscape Experiment with Grassland Insects. **Oikos**, v. 82, n. 1, p. 66, maio 1998.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOGI GUAÇU. **Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu 2016 -2019**. Jaboticabal: [s.n.]. Disponível em: <www.vmengenharia.com.br>. Acesso em: 2 jul. 2020.

CONSERVADOR DA MANTIQUEIRA. **Plano – Conservador Da Mantiqueira**. Disponível em: <<https://conservadordamantiqueira.org/plano/>>. Acesso em: 27 abr. 2020.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Metas de biodiversidade de Aichi**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>. Acesso em: 17 maio. 2020.

CROUZEILLES R., RODRIGUES R.R., S. B. B. . (EDS. . **BPBES/IIS: Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas**. São Carlos: [s.n.].

CROUZEILLES, R. et al. A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 11666, 19 maio 2016.

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, p. e1701345, 8 nov. 2017.

CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. 2019a.

CROUZEILLES, R. et al. A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. **Journal of Applied Ecology**, 26 set. 2019b.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost- effective landscape- scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, 18 maio 2020.

CUNHA, A. et al. Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. In: TAMBOSI, L. R. et al. (Eds.). . **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. MMA-Séri ed. Brasília: [s.n.]. p. 216.

DA FONSECA, G. A. B. et al. Atlantic Forest. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions**, p. 84–88, 2004.

DE LIMA PESSOA, M. M. et al. Landscape dynamics and its impacts in the Atlantic Forest area of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 15, 2020.

DE REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale.

Biodiversity and Conservation, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 19 set. 2015.

DE SOUZA LEITE, M. et al. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. **Brazilian Journal of Nature Conservation Essays & Perspectives Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.

DEAN, W. **A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. [s.l: s.n.].

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DAEE. **Relatórios de Impacto Ambiental - Barragens Pedreira e Duas Pontes**. São Paulo: [s.n.].

DITT, E. H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation and Development**, v. 21, n. 6, p. 591–603, nov. 2010.

EMER, C. et al. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p. 81–89, 16 jan. 2020.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. (Ed.). . **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 340.

EVERSON, D. A.; H. BOUCHER, D. Tree species-richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac River. **Forest Ecology and Management**, v. 109, n. 1–3, p. 305–314, 16 set. 1998.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017.

FAHRIG, L. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33–41, 2019.

FRANCESCHINELLI, E. V. et al. Interações entre animais e plantas. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de**

Políticas Públicas. [s.l: s.n.]. p. 275–295.

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.
Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros.

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.
Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros. Disponível em:
<<http://geo.fbds.org.br/>>.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, 2017-2018. **Relatório Técnico**, p. <http://mapas.sosma.org.br/>, 2018.

GARCIA, L. C. et al. **Políticas Públicas e Governança** **Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas.** [s.l: s.n.].

GASCON, C. and Vanishing Reserves. v. 288, n. May, p. 1356–1358, 2000.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Programa NASCENTES - Mata protegida, água na fonte.** Disponível em: <<http://www.programanascentes.sp.gov.br/>>. Acesso em: 3 jun. 2020.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Portal LUPA - Levantamento de Unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo.** Disponível em: <<https://www.cdrs.sp.gov.br/projetolupa/>>. Acesso em: 9 dez. 2020.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.** Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhmogi/apresentacao>>. Acesso em: 20 set. 2008.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management - Elsevier**, p. 185–206, 2001.

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

HOLL, K. **Old field vegetation succession in the Neotropics** (V. A. Cramer, R. J.

Hobbs, Eds.). Washington: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/260375623>>. Acesso em: 9 maio. 2020.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 15 maio 2011.

HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. **Tree planting is not a simple solution** *Science* American Association for the Advancement of Science, , 8 maio 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/9662-censo-demografico-2010>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produto Interno Bruto dos Municípios | IBGE**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=notas-tecnicas>>. Acesso em: 9 dez. 2020.

INSTITUTO DE BOTÂNICA. **Relatório de avaliação - Situação da vegetação remanescente de Serra Negra, SP**. [s.l: s.n.].

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos** . Disponível em: <<http://www2.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 3 out. 2020.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. **About the Bonn Challenge Goal | Bonn Challenge**. Disponível em: <<https://www.bonnchallenge.org/about-the-goal#commitments>>. Acesso em: 3 fev. 2020.

JOLY, C. A. et al. **Biodiversity conservation research, training, and policy in são paulo** *Science*, 11 jun. 2010.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: FAPESP (Ed.). **Matas Ciliares Conservação e Recuperação**. São Paulo: [s.n.]. p. 249–270.

KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B. T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Ecology and Society**, v. 1, n. 1, 13 jun. 1997.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, 1998.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LIMA, W. DE P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. DE F. (Eds.). . **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2000. p. 33–44.

LONDE, V. et al. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105928, 1 mar. 2020.

MARIA TEIXEIRA, A. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management - Elsevier**, p. 1219–1230, 7 out. 2009.

METZGER, J. P. **Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil**. [s.l: s.n.].

METZGER, J. P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–14, 2001a.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 12, p. 1–9, 2001b.

METZGER, J. P. Como Restaurar a conectividade e paisagens fragmentadas? In: **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF ed. Botucatu: Paulo Kageyama, et al., 2003. p. 49–76.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade das paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11–23, 2006.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, v. 8, n. 1, 2010.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Sicar - Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural**. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em: 17 jun. 2020.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, P. E A. **Instituto Nacional de Meteorologia - INMET**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 1 out. 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, B. **INDC (Contribuição Nacionalmente Determinada)**. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/comunicacao/item/10570-indc-contribuicao-nacionalmente-determinada>>. Acesso em: 3 fev. 2020.

MIRANDA, E. E. DE et al. **Caracterização preliminar da região proposta como Área de Proteção Ambiental da bacia do Rio Camanducaia (SP/MG)**. [s.l: s.n.]. Disponível em:

<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/17176/1/cit1apacamanducaia.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2020.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

ONU BRASIL. **ONU Brasil**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/>>. Acesso em: 3 fev. 2020.

PACTO MATA ATLÂNTICA. **Pacto Mata Atlântica**. Disponível em: <<https://www.pactomataatlantica.org.br/>>. Acesso em: 6 fev. 2020.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, 2006.

PCJ, A. DAS BACIAS. **REVISÃO DO PLANO DAS BACIAS PCJ - Relatório Final**. Disponível em: <<https://plano.agencia.baciaspcj.org.br/documentos/relatorio-final>>. Acesso em: 2 jul. 2020.

PEREIRA, A. B. Mata Atlântica: Uma Abordagem Geográfica. **Nucleus**, v. 6, n. 1, p. 27–52, 2009.

PIVELLO, V. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São

Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta bot. bras**, p. 845–859, 12 maio 2006.

PIVELLO, V. R.; METZGER, J. P. Analysis of the research on Landscape Ecology in Brazil. v. 7, n. 3, 2001.

PNUD BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/sustainable-development-goals.html>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

PROJETO MAPBIOMAS. **Mapbiomas**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 5 fev. 2020.

PROJETO RADAMBRASIL. **Projeto Radambrasil. Levantamento de Recursos Naturais Folhas SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória, geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv17129.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2020.

R CORE TEAM. **R: The R Project for Statistical Computing**. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 27 jun. 2020.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M.-J.; FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. **92(4)**, p. 847–858, 2011.

REZENDE, C. L. et al. Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. **Land Use Policy**, v. 72, p. 563–569, 1 mar. 2018a.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 1 out. 2018b.

RIBEIRO, M. et al. A Restauração da Mata Atlântica apoiada em Sistemas de Informações Geográficas. In: OFICINA DE TEXTOS (Ed.). . **Conservação da Biodiversidade com SIG**. São Paulo: [s.n.]. p. 329.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the

remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot . In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity Hotspots Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. [s.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011.

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

RODRIGUES, R. R.; GALDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. DE F. (Eds.). . **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235–247.

SANTOS, J. F. C. DOS et al. Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, n. 5, p. 803–813, 2016.

SARTORI, R. A. et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta estacional semidecidual montana em Socorro, SP. **Rodriguesia**, v. 66, n. 1, p. 33–49, mar. 2015.

SARTORI, R. A.; CARVALHO, D. A.; VAN DEN BERG, E. Caracterização florística e fitossociológica do estrato arbóreo de um fragmento de Mata Atlântica, no município de Socorro, SP. **Revista Brasileira de Biociências**, p. 897–899, 2007.

SAURA, SANTIAGO, LUCÍA PASCUAL, JOSEP TORNÉ, D. L. U. Conefor Sensinode 2 . 2. **Processing**, p. 0–56, 2008.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. **CONEFOR SENSINODE 2 . 2: Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices** Universidad de Lleida, España, 2007.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling and Software**, v. 24, n. 1, p. 135–139, 2009.

SCARIOT, A. et al. Vegetação e Flora. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. [s.l: s.n.]. p. 103–123.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 269, 1 dez. 2020.

SILVA, W. G. et al. **Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SPBraz. J. Biol.** [s.l: s.n.].

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

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **The SER International primer on ecological restoration**. Disponível em: <www.ser.org>. Acesso em: 7 maio. 2020.

TABARELLI, M. et al. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695–700, jun. 2005.

TABARELLI, M. et al. A conversão da floresta atlântica em paisagens antropicas: Lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, v. 37, n. 2, p. 88–92, 2012.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação : aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 181–188, 2005.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Elsevier Science**, p. 119–127, 1999.

TAMBOSI, L. R. et al. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. In: CUNHA, A.;

GUEDES, F. (Eds.). . **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Série Biod ed. Brasília: MMA, 2013. p. 33–83.

TAMBOSI, L. R. **Estratégias espaciais baseadas em ecologia da paisagens para otimização dos esforços de restauração**. [s.l: s.n.].

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

TAMBOSI, L. R.; SILVA, M. M.; RODRIGUES, R. R. Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal visando otimizar o ganho de conectividade da paisagem. In: PAESE, A. et al. (Eds.). . **Conservação da Biodiversidade com SIG**. Oficina de ed. São Paulo: [s.n.]. p. 240.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, jul. 2000.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. **Oikos**, v. 95, n. 1, p. 152–155, 2001.

TOLEDO FILHO, D. V. Composição da flora arbórea de um fragmento florestal nas margens do Rio do Peixe, município de Lindóia (SP). **Revista Instituto Florestal**, p. 111–123, 1997.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.

UEZU, A.; CULLEN JR, L. Da fragmentação florestal à restauração da paisagem: aliando conhecimento científico e oportunidades legais para a conservação. In: PAESE, A. et al. (Eds.). . **Conservação da biodiversidade com SIG**. Oficina de ed. São Paulo: [s.n.]. p. 7–23.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: Relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, 2011.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–16, 2016.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, jun. 2005.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Geologic Maps - Maps**. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/products/maps/geologic-maps>>. Acesso em: 2 fev. 2020.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, 2001.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **SÉRIE TÉCNICA IPEF - Conservação da biodiversidade**, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.

VIANI, R. A. G. et al. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 194008291769726, 12 jan. 2017.

VIEIRA, M. V. et al. Mamíferos. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. [s.l.: s.n.]. p. 125–151.

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, v. 8, n. 6, p. 662–673, 28 abr. 2005.

ZANELLA, L. et al. Atlantic Forest Fragmentation Analysis and Landscape Restoration Management Scenarios. **Brazilian Journal of Nature Conservation Research Letters Natureza & Conservação**, v. 10, n. 1, p. 57–63, 2012.

ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the

10. ANEXOS

Anexo A. Dados de coleta de campo das parcelas de monitoramento de áreas em processo de restauração da Associação Ambientalista Copaíba (2019)

N. de parcelas	Quant. de mudas plantadas	Área plantada (ha)	Idade do plantio (anos)	Riqueza de espécies plantada	Densidade plantada (Ind/ha)	Riqueza encontrada na parcela de monitoramento	Densidade encontrada na parcela de monitoramento (Ind/ha)	Coordenada geográfica da parcela – latitude (x)	Coordenada geográfica da parcela – longitude (y)
1	9820	4.1	5	69	2395	4	834	22° 45' 32.50" S	46° 36' 47.98" W
2	2700	2.65	5	98	1019	13	2167	22° 42' 59.21" S	46° 36' 34.87" W
3	12870	6.25	5	72	2059	16	3667	22° 45' 10.92" S	46° 37' 10.17" W
4	9820	4.1	5	69	2395	10	3250	22° 45' 18.49" S	46° 36' 42.17" W

5	3000	1.3	5	88	2308	7	1917	22° 47' 57.77" S	46° 33' 59.21" W
6	1250	0.38	4	59	3290	10	2250	22° 43' 12.48" S	46° 35' 18.86" W
7	2200	1.37	5	61	1606	11	3583	22° 36' 49.91" S	46° 30' 34.35" W
8	1000	0.63	9	NA	1587	17	2417	22° 33' 13.49" S	46° 41' 49.26" W
9	1700	0.7	8	54	2429	14	1917	22° 35' 18.34" S	46° 40' 31.48" W
10	3000	1.57	6	NA	1911	2	1917	22° 32' 38.93" S	46° 29' 42.69" W
11	800	0.48	9	71	1667	8	1583	22° 33' 37.33" S	46° 37' 24.25" W
12	1200	1.2	5	NA	1000	4	2000	22° 32' 31.26" S	46° 32' 33.31" W
13	650	0.33	6	NA	1970	9	2000	22° 48' 5.630" S	46° 33' 52.63" W
14	5000	3.83	7	70	1306	14	3250	22° 38' 57.55" S	46° 42' 58.24" W
15	5700	2.96	5	44	1926	6	1417	22° 45' 25.23" S	46° 26' 52.87" W
16	7630	3.81	5	81	2003	4	750	22° 30' 47.32" S	46° 31' 11.34" W
17	7630	3.81	5	81	2003	10	2250	22° 30' 53.26" S	46° 31' 10.78" W
18	550	0.55	9	NA	1000	10	3500	22° 41' 9.368" S	46° 28' 18.54" W
19	1000	0.4	7	40	2500	9	1750	22° 36' 41.08" S	46° 30' 59.55" W
20	2500	1.2	8	55	2083	11	2250	22° 32' 12.28" S	46° 32' 14.56" W
21	1500	0.94	8	NA	1596	6	1917	22° 38' 7.333" S	46° 33' 8.193" W
22	3000	2.33	5	54	1288	5	583	22° 45' 22.82" S	46° 27' 32.13" W
23	2000	1	5	73	2000	9	1333	22° 35' 16.31" S	46° 32' 3.878" W
24	12200	5.9	5	70	2068	10	2833	22° 34' 15.95" S	46° 32' 0.152" W
25	12200	5.9	5	70	2068	10	2917	22° 34' 20.53" S	46° 31' 57.35" W
26	4150	2.03	4	69	2044	14	2333	22° 37' 29.00" S	46° 23' 28.96" W
27	1000	0.7	5	80	1429	3	333	22° 43' 8.950" S	46° 27' 47.36" W
28	1500	1.3	7	NA	1154	13	1333	22° 38' 24.16" S	46° 42' 31.55" W
29	3100	2	4	64	1550	4	2417	22° 33' 28.01" S	46° 39' 2.189" W
30	600	0.3	7	37	2000	18	2417	22° 42' 38.02" S	46° 39' 28.41" W
31	860	0.5	7	NA	1720	6	667	22° 42' 10.87" S	46° 36' 47.79" W
32	2300	1.6	6	76	1438	12	2000	22° 30' 26.46" S	46° 38' 33.32" W
33	2300	1.6	6	76	1438	8	1417	22° 30' 31.12" S	46° 38' 16.93" W
34	1200	0.4	7	40	3000	6	1500	22° 30' 18.19" S	46° 32' 31.83" W
35	2500	1.57	8	61	1592	8	917	22° 37' 45.49" S	46° 43' 44.07" W
36	2500	1.57	8	61	1592	6	1917	22° 37' 47.10" S	46° 43' 39.80" W
37	1200	0.74	5	NA	1622	5	1584	22° 34' 48.07" S	46° 31' 51.40" W
38	2700	2.65	5	98	1019	7	1750	22° 42' 57.19" S	46° 36' 35.90" W
39	1000	0.6	7	32	1667	6	500	22° 34' 56.28" S	46° 33' 53.57" W
40	1000	0.6	5	56	1667	10	2750	22° 36' 55.97" S	46° 30' 16.10" W
41	1000	0.6	8	79	1667	12	2250	22° 38' 9.836" S	46° 41' 5.214" W
42	2000	1.2	7	79	1667	9	1000	22° 27' 35.01" S	46° 20' 54.92" W
43	2000	1.2	7	79	1667	11	2500	22° 27' 35.26" S	46° 20' 54.31" W
44	1400	1.7	8	NA	824	5	833	22° 28' 31.96" S	46° 24' 55.52" W
45	650	0.32	5	42	2031	5	1333	22° 41' 2.881" S	46° 33' 43.49" W
46	1500	0.94	8	NA	1596	15	1833	22° 38' 7.696" S	46° 33' 8.237" W
47	1500	1.3	7	NA	1154	8	1000	22° 38' 24.14" S	46° 42' 31.75" W

48	3000	1.93	4	67	1554	7	1750	22° 34' 43.64" S	46° 25' 2.638" W
49	3000	1.93	4	67	1554	7	1833	22° 34' 52.69" S	46° 24' 53.98" W
50	3100	2	4	64	1550	17	3333	22° 33' 27.55" S	46° 39' 1.155" W
51	1100	0.91	8	66	1209	10	2750	22° 40' 3.423" S	46° 31' 57.33" W
52	1700	0.7	8	54	2429	13	3083	22° 35' 20.91" S	46° 40' 27.70" W
53	2000	1.2	9	76	1667	7	1250	22° 36' 33.51" S	46° 44' 27.86" W
54	2000	1.2	9	76	1667	7	1416	22° 36' 34.04" S	46° 44' 28.39" W
55	1000	0.56	8	65	1786	17	1833	22° 37' 42.72" S	46° 22' 27.50" W
56	1400	0.56	7	31	2500	6	2333	22° 30' 56.45" S	46° 33' 45.89" W
