Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Índice de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da
paisagem

Karina Grisólia Rodrigues Branco

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

Karina Grisólia Rodrigues Branco
Engenheira Florestal

**Índice de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da
paisagem**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:

Profa. Dra. **ROBERTA DE OLIVEIRA AVERNA VALENTE**

Dissertação apresentada para obtenção do título Mestra
em Ciências. Área de concentração: Engenharia de
Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Branco, Karina Grisólia Rodrigues

Índice de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da paisagem / Karina Grisólia Rodrigues Branco. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2018.

62 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Fragmentação 2. Métricas de ecologia da paisagem 3. Técnica participatória 4. Processo hierárquico analítico I. Título

Dedicatória

Dedico aos meus pais Jorge Luiz e Ana Maria
à minha mana Mariana, à doce vó Isabel
e ao meu parceiro Juan.

In memoriam, dedico ao grande José Antônio Pieroni
e ao meu tio amado Carlos Alberto Rodrigues.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que está sempre comigo na minha caminhada e a todos que de forma direta ou indireta contribuíram com esse trabalho.

À minha querida orientadora Profa. Dra. Roberta de Oliveira Aversa Valente que com toda sua paciência e generosidade orientou esse trabalho, propiciando muitas contribuições para a minha carreira acadêmica. Agradeço também as risadas, conselhos, comidinhas saudáveis e castanhas compartilhadas.

À minha família e amigas da minha cidade natal, que apesar da distância sempre estavam presentes, por meio de uma palavra de carinho.

Ao meu parceiro de várias jornadas, Juan Pedro Pieroni, que esteve presente em todos os momentos dessa etapa da minha vida, dando conselhos e muitas contribuições.

Aos professores Dr. Carlos Alberto Vettorazzi, Dr. Rubens Angulo Filho, Dr. Rogério Hartung Toppa, Dr. Milton Cezar Ribeiro e Dr. Peterson Ricardo Fiorio pelas contribuições oferecidas para esse trabalho.

Aos integrantes do grupo TopoGeo: Pedro, Amparo, Thuane, Miti e Miller; pelas risadas e cada ajuda compartilhada.

Aos integrantes do grupo Geoplan da UFSCar Sorocaba: Carla, Kaline, Marina, Ana Paola, Ivan, Guilherme e Felipe; pelas assistências remotas e pelas risadas.

À Larissa, graduanda da Engenharia Florestal da ESALQ, que colaborou com esse trabalho, com muita dedicação e empenho.

Às Davilmar, Lúcia e Ricardo, por sempre estarem dispostos a ajudar.

Ao programa de pós-graduação em Engenharia de Sistemas Agrícolas pela oportunidade de realização desse Mestrado e ao apoio financeiro disponibilizado pela CAPES.

Epígrafe

“Não tenha medo do caminho, tenha medo de não caminhar”

Augusto Cury

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	10
1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM PAISAGENS FRAGMENTADAS	13
2.2. ÁREAS PRIORITÁRIAS À RESTAURAÇÃO FLORESTAL	16
3. MATERIAL E MÉTODO	19
3.1. ÁREA DE ESTUDO	19
3.2. PRIORIZAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	21
3.2.1. Mapeamento do uso e cobertura do solo	22
3.2.2. Métricas de Ecologia da Paisagem	27
3.2.3. Seleção das métricas de Ecologia da Paisagem	30
3.2.4. Valoração das métricas de Ecologia da Paisagem	30
3.2.5. Índice de priorização de fragmentos florestais	31
3.2.6. Validação do índice em campo	32
4. RESULTADOS	33
4.1. MAPEAMENTO DO USO E COBERTURA DO SOLO	33
4.2. MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM	36
4.3. SELEÇÃO DAS MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM	39
4.4. VALORAÇÃO DAS MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM	40
4.5. ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	40
4.6. VALIDAÇÃO DO ÍNDICE EM CAMPO	43
5. DISCUSSÃO	45
5.1. MAPEAMENTO DO USO E COBERTURA DO SOLO	45
5.2. MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM	47
5.3. ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	49
6. CONCLUSÃO	53
REFERÊNCIAS	55

RESUMO

Índice de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da paisagem

A fragmentação da floresta nativa, em regiões de Mata Atlântica, foi impulsionada pela expansão de áreas urbanas e agrícolas, gerando uma demanda por restauração de áreas degradadas, afim de promover o aumento da cobertura florestal e a conexão de remanescentes florestais. Essas ações de restauração devem considerar a influência dos atributos da paisagem no processo de restauração ecológica e a definição de áreas prioritárias. Neste contexto, o objetivo do trabalho foi desenvolver um índice de priorização de fragmentos florestais, composto por métricas de Ecologia da Paisagem, visando à restauração ecológica da paisagem. A metodologia do Índice Restauração Ecológica de Paisagem (IREP), iniciou-se com a elaboração do mapa de uso e cobertura do solo da sub-bacia do rio Passa-Cinco, a partir do qual se obteve seu mapeamento dos seus remanescentes de floresta nativa que, por sua vez, foi a base para o cálculo de suas métricas de Ecologia da Paisagem e do IREP. As métricas selecionadas foram a área do fragmento (AREA), a dimensão fractal do fragmento (PFD) e a distância média entre os fragmentos (DIST), as quais não apresentaram correlação entre si. Elas foram valoradas por meio da Técnica Participatória e do Processo Hierárquico Analítico, obtendo para a métrica DIST importância de 60%, para AREA de 30% e PFD de 10%. Em seguida calculou-se o IREP para os remanescentes florestais da sub-bacia, os quais foram reclassificados em sete classes de prioridade. Os resultados indicaram o predomínio de fragmentos florestais com área menor que 5 ha, que se encontram dispersos na paisagem e, inseridos em uma matriz agrícola em que se tem o predomínio de pastagem. Assim, 25,44% da área ocupada pelos fragmentos florestais foram associadas a prioridade alta, segundo o IREP. Conclui-se que o IREP propiciou avaliar a importância dos fragmentos florestais para a restauração ecológica da paisagem, destacando, dentre as métricas utilizadas, a distância entre fragmentos.

Palavra-chave: Fragmentação; Métricas de ecologia da paisagem; Técnica participatória; Processo hierárquico analítico

ABSTRACT

Prioritization index for forest fragments aiming at the ecological restoration of the landscape

The native forest fragmentation, in the Atlantic Forest regions, was driven by the urban and agricultural expansion, generating a demand for restoration of degraded areas, to promote the increase of forest cover and the connection of forest remnants. These restoration actions should consider the landscape attributes influence on the ecological restoration process and, the definition of priority areas. In this context, the objective of the work was to develop an index for forest fragment prioritization, composed by Landscape Ecology metrics, aiming at the ecological restoration of the landscape. Considering the land-use/land-cover mapping of the Passa-Cinco sub-basin, we obtained the native forest remnants maps, that supported the generation of Landscape Ecology metrics and, consequently, the Ecological Landscape Restoration Index (ELRI). Three metrics, not correlated between them, were selected for ELRI, considering their importance for the study, that was defined through the Participatory Technique and Analytic Hierarchy Process. The selected metrics were the mean distance between patches (DIST), patch area (AREA), the fractal dimension of the patch (PFD) and, their respective importance was 60%, 30% and, 10%. This way, ELRI was calculated for forest patches, defining their priority for ecological restoration. According to the results, the forest fragments smaller than 5 ha were the majority in the Passa-Cinco and, they are scattered in the agriculture matrix, where the pasture is the main land-use. Consequently, 25.44% of the forest patches were associated with the high priority level, through the index. We conclude that ELRI allows the evaluation of forest fragments for the ecological restoration of the landscape, highlighting the importance of distance among fragments.

Keywords: Fragmentation; Landscape ecology metrics; Participatory techniques; Analytic hierarchy process

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da sub-bacia do rio Passa-Cinco no Estado de São Paulo.....	19
Figura 2. Fluxograma da estruturação do Índice de Restauração Ecológica da Paisagem, na sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	22
Figura 3. Escala para valoração das métricas por meio da Técnica Participatória.	31
Figura 4. Uso e cobertura para o ano de 2018, da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.	33
Figura 5. Classes de uso e cobertura do solo verificadas em campo: a) Mineração; b) Cultura anual; c) 1-Floresta nativa, 2-Floresta plantada, 3-Cana-de-açúcar, 4-Pasto; d) Fruticultura; e) 1-Floresta nativa, 2-Floresta plantada, 3-Pasto; f) 1-Área urbana, 2-Pasto.....	36
Figura 6. Forma dos fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo; a) Índice de forma; b) Dimensão fractal.....	37
Figura 7. Triangulação de Delaunay utilizada para o cálculo da Distância média, para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	38
Figura 8. Histograma de frequência das métricas de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo; a) Área (AREA); b) Distância média (DIST); c) Índice de forma (SI); d) Dimensão fractal (PFD).	39
Figura 9. Fragmentos florestais prioritárias para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	23
Tabela 2. Qualidade da classificação associada ao valor de índice Kappa.....	27
Tabela 3. Métricas de Ecologia da Paisagem calculadas para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	28
Tabela 4. Classes de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	34
Tabela 5. Matriz de confusão para o mapa de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.	35
Tabela 6. Teste de correlação de Spearman para as métricas de Ecologia da Paisagem calculadas para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.	39
Tabela 7. Pesos médio para as métricas de Ecologia da Paisagem obtidos com as matrizes de comparação, para os fragmentos da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.	40
Tabela 8. Fragmentos florestais classificados quanto ao nível de prioridade do IREP na sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	41
Tabela 9. Classes de prioridade e área dos fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.....	42

1. INTRODUÇÃO

Historicamente, a vegetação nativa foi substituída por outras classes de uso e cobertura do solo em escala mundial, em decorrência de processos antrópicos relacionados com a expansão de áreas urbanas, agrícolas e industriais, impulsionadas pelo exponencial crescimento populacional.

O principal impacto da ação antrópica sobre a vegetação nativa consistiu-se na diminuição de sua área e na sua fragmentação. Assim, os remanescentes florestais estão distribuídos na paisagem em pequenos fragmentos isolados e inseridos em uma matriz antropizada diferente da original, provocando impactos globais relacionados com alteração do clima, perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos.

Neste cenário, o Brasil estabeleceu na 16^a Conferência das Partes (COP16) o objetivo de adotar medidas de restauração florestal de 12 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030, além de reduzir em 37 % a emissão de gases que provocam o efeito estufa até 2025 (BHAN et al., 2017). Essas medidas serão benéficas para o Brasil visto que, segundo a FAO (2016), foi o país que apresentou a maior perda líquida anual de área florestal entre os anos de 2010 e 2015.

Mesmo diante desse cenário de degradação da Mata Atlântica, ou seja, de intensa redução de área e fragmentação, esse bioma abriga rica biodiversidade de fauna e flora e, é considerada um *hotspot* mundial. Estudos relacionados a sua biodiversidade, apontam que a Mata Atlântica apresenta 5% da flora mundial, sendo 2% de plantas vasculares são endêmicas; 75,6% das espécies de aves ameaçadas de extinção e endêmicas do país (MARINI; GARCIA, 2005; MYERS et al., 2000)

Nesse contexto, estudos relacionados com a vegetação nativa são de extrema importância na região de Mata Atlântica, a fim de promover a reestruturação do habitat, por meio da restauração florestal. Nesses estudos, é necessário conhecer a composição e a configuração dos fragmentos existentes na paisagem, ou seja, o padrão dessa paisagem que, por sua vez, permite identificar áreas potenciais para o planejamento da restauração florestal.

As métricas de Ecologia da Paisagem podem, por sua vez, subsidiar a descrição e quantificação dos componentes da paisagem (matriz, fragmentos e corredores), assim como, conhecer a distribuição espacial desses componentes, diminuindo a subjetividade do planejamento; e subsidiar ações de restauração ecológica da paisagem.

Métricas de Ecologia da Paisagem aplicadas ao planejamento e a priorização de ações de restauração florestal, consistem em uma das ferramentas utilizadas por diversos autores, dentre

eles, Geneletti (2004) Orsi e Geneletti (2010), Leite et al. (2013), Bortoleto et al. (2016), de Mello et al. (2016).

Devido às extensas paisagens que necessitam ser restauradas, o planejamento levando em consideração a priorização de áreas é essencial, e consiste na etapa inicial a ser realizada em projetos de restauração ecológica da paisagem. Nessa etapa, devem ser definidos os objetivos e resultados esperados, que devem estar de acordo com o orçamento disponível, além dos parâmetros de priorização.

A restauração em nível de paisagem, visando a recuperação da biodiversidade e das funcionalidades ecológicas, oferece maiores benefícios se comparada a restauração em um único fragmento ou local, sem considerar os atributos da paisagem. Dentre os atributos a serem considerados, pode mencionar a área, a proximidade entre fragmentos florestais, e o arranjo espacial das áreas restauradas, o qual influencia na distribuição de espécies. Assim, considera-se no processo de tomada de decisão a influência da vegetação remanescente no processo de restauração ecológica da paisagem.

Neste contexto, esse trabalho teve por objetivo a proposição de um índice de priorização de fragmentos florestais para ações de restauração ecológica, a partir de atributos da paisagem. Foram objetivos específicos:

- (1) selecionar o conjunto de métricas de Ecologia da Paisagem, que compuseram o índice de priorização e que, desta forma, caracterizaram os remanescentes florestais quanto à sua composição e configuração na paisagem;
- (2) identificar níveis de importância para as métricas selecionadas, para o processo de restauração da paisagem;
- (3) identificar fragmentos prioritários para o processo de restauração ecológica da paisagem.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Restauração ecológica em paisagens fragmentadas

A restauração ecológica consiste em um processo que auxilia a recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído, conduzindo ao seu estado natural ou tornando mais adaptável à novas condições ambientais (ZHANG et al., 2018). Os mesmos autores citam que, além de promover o reestabelecimento de espécies nativas, a restauração ecológica também propicia a reabilitação das funções dos ecossistemas.

Segundo Aronson e Alexander (2013) a restauração ecológica consiste em uma abordagem prioritária para promover a sustentabilidade ecológica de ecossistemas.

Os ecossistemas degradados, em sua maioria, sofrem o efeito da fragmentação de habitat, que consiste em um processo pelo qual uma grande extensão de habitat é convertida em áreas menores, dispostas de forma isolada na paisagem e, ainda, separadas por uma matriz diferente da original (BORTOLETO et al., 2016; DRISCOLL et al., 2013; PARDINI; NICHOLS; PÜTTKER, 2018; WILCOVE et al., 1998)

Ações de conservação nessas áreas degradadas devem abordar a restauração florestal, visando reestabelecer a sustentabilidade dos processos ecológicos, a reestruturação de habitats, a redução da interferência humana e a manutenção da biodiversidade (LATAWIEC et al., 2015).

Devido à grande extensão das áreas degradadas, decorrentes processos de degradação que ocorrem em escala de paisagem, surge a restauração ecológica da paisagem, que propicia a restauração da estrutura, dinâmica e função da paisagem (METZGER; BRANCALION, 2013).

Assim, a restauração ecológica da paisagem não equivale à restauração em larga escala, mas em ações de restauração que consideram a influência da paisagem, já que, não deve apenas reestabelecer componentes individuais ou a restauração de ilhas pequenas e degradadas, mas deve propiciar o gerenciamento e restauração da paisagem, reestabelecendo a conexão entre remanescentes florestais, o fluxo biológico e serviços ecossistêmicos (JANISHEVSKI et al., 2015; METZGER; BRANCALION, 2013). Desse modo, ocorre o aumento da eficácia de transformação da paisagem de acordo com os objetivos do projeto de restauração (METZGER; BRANCALION, 2013).

Em paisagens tropicais, a restauração ecológica da paisagem deve ser planejada e executadas a longo prazo, para que ocorra conservação da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e dos processos ecológicos relacionados ao desenvolvimento de comunidades (DIAS et al., 2015; LAMB; STANTURF; MADSEN, 2012).

De maneira geral, a restauração em uma paisagem fragmentada visa reduzir o efeito de borda, reestabelecer os fluxos biológicos e hidrológicos, reconectar áreas de habitat e remover distúrbios que propiciam o cenário de fragmentação; assim, os melhores fragmentos florestais para a restauração ecológica da paisagem, segundo atributos de Ecologia da Paisagem, são aqueles que estão mais conectados, apresentam maior área e forma simples (DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; KARLSON; MORTBERG, 2015; METZGER; BRANCALION, 2013; NOSS; O'CONNELL; MURPHY, 1998; SANTOS et al., 2018).

A conexão entre fragmentos florestais inseridos em uma paisagem fragmentada está relacionada com a probabilidade de fluxo de biodiversidade, sendo a taxa de probabilidade inversamente proporcional a distância entre fragmentos (MARTINS, 2013). Assim, a restauração ecológica da paisagem deve incrementar a conectividade funcional da paisagem, por meio do estabelecimento de corredores e trampolins ecológicos (BAUM et al., 2004; BRANCALION et al., 2012).

Em relação a área dos remanescentes florestais, áreas menores tendem a apresentar número reduzido de espécies, se comparada a áreas maiores e cada espécie apresenta uma área mínima de habitat (DEBINSKI; HOLT, 2000).

Para Metzger (1997) o tamanho mínimo necessário para um fragmento florestal manter sua flora estabilizada, para formação Floresta, Semidecídua, é de 25 ha. Entre grandes fragmentos florestais, podem existir áreas menores, que apesar de não sustentarem uma diversidade genética se comparado à grandes áreas, apresentam importância no processo de conectividade, possibilitando a conexão de fragmentos maiores (HILL; CURRAN, 2003; SILVA et al., 2015). Metzger (1997) cita que a área desses fragmentos menores, também chamados de trampolins ecológicos, deve ser superior à 0,72 ha.

Fragmentos florestais que apresentam forma simples, estão menos propensos ao efeito de borda, que consiste na maior penetração solar de luz no fragmento, o que afeta a estrutura da comunidade (BORDA-NIÑO; HERNÁNDEZ-MUCIÑO; CECCON, 2017).

Com o intuito de planejar ações de restauração ecológica da paisagem e mensurar os impactos da fragmentação, são desenvolvidos diversos estudos de Ecologia da Paisagem. O termo Ecologia da Paisagem foi introduzido por Troll em 1939, e consiste em uma área da ciência que estuda a interação ente os padrões espaciais e os processos ecológicos que ocorrem em paisagens heterogêneas, em escalas espaciais e temporais (PEROVIĆ et al., 2015; TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2001).

As métricas de Ecologia da Paisagem são utilizadas para medir padrões e alterações existentes na paisagem, como a fragmentação, a conectividade, dinâmica de uso e cobertura do solo e padrão de desmatamento (DE JESUS et al., 2015; LEI; PAN; LIN, 2016).

Sulieman (2018) utilizou conceitos de Ecologia da Paisagem para quantificar as consequências de conversão do uso e cobertura do solo, e identificar fatores de degradação e fragmentação da paisagem. O autor cita que a identificação dos padrões espaciais e temporais de substituição da floresta nativa podem corroborar com planejamento de planos de conservação e restauração.

Para Ferraz et al. (2014) o sucesso de projetos de restauração ecológica está amplamente relacionados com as restrições que ocorrem no local e na paisagem. A identificação dessas restrições, é uma etapa importante no processo de restauração ecológica, afim de identificar áreas que necessitam de intervenções externas de restauração (HOBBS, 2007).

A aplicação de métricas de Ecologia da Paisagem associadas a projetos de restauração ecológica da paisagem é uma forma de caracterizar o sistema a ser restaurado, quantificar as mudanças promovidas por essas iniciativas, e ainda, considerar diferentes tipos de estratégias de restauração (MARON; COCKFIELD, 2008; MCKAY et al., 2012).

Os projetos de conservação direcionados à restauração florestal, devem considerar qual estratégia de restauração é mais apropriada ao ecossistema degradados, levando em conta que essa escolha é dependente da taxa de regeneração natural da área degradada (CROUZEILLES et al., 2017; HOLL; AIDE, 2011)

Essa taxa de regeneração natural está relacionada com a resiliência do ecossistema, e consiste na capacidade de um ecossistema em retornar a uma estrutura inicial ou semelhante, após um distúrbio natural ou antrópico, estando relacionada com o banco de sementes, em qualidade e quantidade, presentes no solo (MARTINS, 2013; PIRES et al., 2017).

Leite et al. (2013) apontam que a estrutura da paisagem influencia os resultados de ações de restauração florestal, tanto em nível de fragmento quanto de paisagem, e é importante na resiliência da paisagem. Os elementos estruturais da paisagem, que estão relacionados à sua resiliência, são a quantidade de habitat e a conectividade entre fragmentos (FERRAZ et al., 2014).

A resiliência de uma paisagem também está relacionada ao custo/benefício de uma ação de restauração florestal para conservação da biodiversidade, já que, em uma paisagem com intermediário nível de resiliência, ocorre uma quantidade de habitat intermediário, há banco de sementes no solo, e existe uma certa conectividade que é representada por fragmentos próximos que funcionam como fontes de propágulos, assim, ocorre maior relação custo/ benefício (PARDINI et al., 2010; TSCHARNTKE et al., 2005). Esse maior custo/benefício significa que a

regeneração natural da área degradada pode ser suficiente para a restauração florestal (MARTINS, 2013).

Em paisagens onde a taxa de resiliência é baixa e a degradação é elevada, o processo de restauração florestal necessitará de muito recurso financeiro e os resultados são incertos (HOBBS, 2007), além de, necessitar de intensas ações de monitoramento, replantio e alta diversidade de espécies (MARTINS, 2013).

2.2. Áreas prioritárias à restauração florestal

A restauração ecológica de paisagens degradadas é geralmente planejada em nível de paisagem, ocorrendo em grandes extensões e, por esse motivo envolve a análise de áreas prioritárias (JANISHEVSKI et al., 2015).

A priorização de áreas, por sua vez, promove o direcionamento de recursos (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016), considerando a máxima representatividade da biodiversidade (DURIGAN et al., 2009), necessitando, porém, de critérios e indicadores embasados em pesquisa prévia (ORSI; CHURCH; GENELETTI, 2011).

A definição de áreas prioritárias à restauração pode minimizar os impactos na biodiversidade, os quais são causados por alterações do uso e cobertura do solo, representadas principalmente pela expansão de áreas urbanas e agrícolas (DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; LE SAOUT et al., 2013). Os mesmos autores afirmam que a priorização consiste na principal estratégia para conservação da biodiversidade.

Os métodos encontrados em literatura para priorização de áreas baseiam-se na identificação de serviços ecossistêmicos (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016; GOLDMAN et al., 2008); de áreas suscetíveis a eventos climáticos extremos (Y JUÁREZ; JIANG, 2016); de áreas com alto valor de biodiversidade (LIANG et al., 2018) e; de áreas com espécies indicadoras (BANKS-LEITE et al., 2011). Também ocorre a priorização a partir de métodos de Análise Multicritério (VETTORAZZI; VALENTE, 2016) e, a partir da aplicação de índices que consideram a Ecologia da Paisagem (BANKS-LEITE et al., 2011; BORTOLETO et al., 2016; DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; ORSI; GENELETTI, 2010).

Duarte et al. (2016) propuseram a priorização de áreas provedoras de serviços ecossistêmicos e para conservação da biodiversidade, usando critérios de priorização relacionados ao estoque de carbono, retenção de sedimentos, e da qualidade de habitat relacionado à biodiversidade. Os autores citam que a priorização considerando os serviços ecossistêmicos,

apresenta o aspecto positivo de oferecer benefícios diretos e integrar a sociedade nos projetos de conservação.

Orsi e Geneletti (2010) citam que no planejamento da paisagem deve-se considerar os conflitos de interesses sociais e, também, os diferentes objetivos de restauração florestal encontrados em uma paisagem.

A priorização de áreas para restauração ecológica da paisagem, utilizando índices de Ecologia da Paisagem, quando realizada em nível de fragmento, permite a avaliação da configuração espacial dos fragmentos na paisagem, e a seleção de fragmentos prioritários que maximizam os benefícios da conservação em escala de paisagem. Porém, na literatura encontram-se poucos estudos de definição de áreas prioritárias por índice de Ecologia da Paisagem e estudos práticos de restauração em nível de fragmento (BANKS-LEITE et al., 2011; ORSI; GENELETTI, 2010).

Bortoleto et al. (2016) utilizaram modelo matemático gerado a partir de métricas de Ecologia da Paisagem, tendo como objetivo a priorização de áreas à restauração, analisando a distância entre fragmentos e o nível de qualidade de dispersão da matriz de uma paisagem fragmentada. Os autores ressaltam que os resultados gerados possibilitam uma melhor identificação das áreas para restauração florestal, sendo a execução de baixo custo, quando se considerar toda a paisagem, e afirmam que o método pode ser amplamente aplicado em outras localidades.

Orsi e Geneletti (2010) propuseram uma metodologia de definição de áreas prioritárias para restauração florestal, tendo por base aspectos de Ecologia da Paisagem. Consideraram fragmentos prioritários aqueles que apresentavam potencial de conservação da biodiversidade, a partir das métricas de distância dos fragmentos a corredores ecológicos, distância entre fragmentos, distância às áreas protegidas e a riqueza de espécies arbóreas. Os autores também avaliaram a probabilidade de o fragmento receber intervenções de restauração florestal de sucesso, considerando a viabilidade do processo de restauração por meio do risco de erosão do solo, distância dos fragmentos as áreas de agricultura, estradas e áreas urbanas. Os autores citam que o método é de aplicação rápida, quando executado em um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

De Mello et al. (2016) afirmam que as métricas de Ecologia da Paisagem são adequadas na predição de áreas prioritárias à conservação, porém os autores além de considerarem a distância entre fragmentos, incluíram as métricas de área e forma dos fragmentos florestais.

Na priorização de fragmentos florestais, pode-se considerar diversos atributos relacionados com as características de fragmentos, para planejamento de projetos de restauração,

visando promover uma melhor identificação de áreas prioritárias a serem reflorestadas e maximizar a mitigação dos efeitos da degradação.

3. MATERIAL E MÉTODO

3.1. Área de estudo

A área de estudo foi a sub-bacia do rio Passa-Cinco, que compõe a bacia hidrográfica do rio Corumbataí, e está localizada na porção centro-leste do estado de São Paulo, possuindo uma área total de 52.757,60 ha (Figura 1).

Figura 1. Localização da sub-bacia do rio Passa-Cinco no Estado de São Paulo.

A sub-bacia do rio Passa-Cinco está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recurso Hídrico (UGRHI) 05 (Agência das Bacias PCJ), que é constituída pelas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, abrangendo 60 municípios paulistas e 4 mineiros. Essa região é altamente urbanizada e industrial, e apresenta cerca de 5 milhões de habitantes e 7% do Produto Interno Bruto (PIB) do país (PCJ, 2018).

Os municípios que compõem a sub-bacia do rio Passa-Cinco são Rio Claro, Ipeúna, Itirapina e Charqueada, e diante da demanda de água requerida pela região em que a sub-bacia está localizada, destaca-se seu potencial para o abastecimento hídrico dessas cidades e para as localizadas a jusante. (GARCIA, 2000).

Nesse contexto, existem muitos estudos nessa sub-bacia, relacionados com a manutenção da cobertura florestal, visto sua influência nos recursos hídricos. Isto considerando que as áreas com floresta nativa promovem a proteção dos recursos hídricos, por meio da melhora na qualidade da água, aumento da retenção de poluentes, e na redução dos processos de assoreamento e erosão (YANG et al., 2016).

Sua vegetação nativa original era composta por florestas, cerrados e campos cerrados, sendo substituída pela agricultura, ferrovias e serrarias instaladas na região no início do século XIX (KOFFLER, 1993). No final do século XVIII ocorreu na região a primeira ocupação, representada pelas fazendas de criação de gado, pelo cultivo de cana-de-açúcar e café, que foram os responsáveis pelo progresso inicial na região (IPEF, 2002).

Segundo o mapa de uso e cobertura do solo produzido por Valente e Vettorazzi (2008), a sub-bacia do rio Passa-Cinco tinha uma matriz predominantemente agrícola, composta por pastagem e cana-de-açúcar.

A altitude na região varia de 470 m a 1058 m, sendo o relevo representado por morretes alongados e espigões, e colinas médias e amplas (KOFFLER, 1993). Segundo o mesmo autor, morretes alongados e espigões são formações onde há a predominância de interflúvios sem orientação preferencial, topos angulosos e achatados e vertentes ravinadas com perfil retilíneos, com drenagens de média e alta densidade. Já nas colinas médias e amplas segundo o mesmo autor, há predomínio de interflúvios com área entre 1 a 4 km², topos aplainados, vertente com perfis convexos e retilíneos que se conectam à drenagem de média e baixa densidade e apresentam padrão sub-angular, vales abertos e fechados, planícies interiores restritas a presença de lagos perenes ou intermitentes.

A declividade na sub-bacia do rio Passa-Cinco varia de plana, com inclinação de até 2%, a muito íngreme, com declividade acima de 70%, havendo o domínio de áreas com declividade inferior à 2% (IPEF, 2002).

Os tipos de solo da sub-bacia do rio Passa-Cinco caracterizam-se por cerca de 43,98% da área ocupada por Argissolo; 30,23% por Latossolo; 24,71% por Neossolo; 0,31% por Gleissolo; e 0,67% por Nitossolo (VALENTE; VETTORAZZI, 2003).

De acordo com a classificação de Köppen o clima da região é classificado como do tipo Cwa subtropical, apresentando inverno seco e verão chuvoso. As temperaturas mais altas ocorrem no período de dezembro a março, com temperatura média de 22°C; já as temperaturas mais baixas são observadas entre junho e julho, com média de 17°C (SALATI, 1996).

3.2. Priorização de fragmentos florestais

Considerando a fragmentação de áreas florestais nativas, torna-se imprescindível o desenvolvimento de ações de restauração. Essas ações devem ocorrer, visando não apenas o aumento da cobertura florestal, como também a conexão entre fragmentos florestais e, levando em conta a influência dos atributos da paisagem. Desse modo, surge a necessidade do desenvolvimento de estudos de priorização de fragmentos florestais visando à restauração ecológica da paisagem.

Neste contexto, foi elaborado o Índice de Restauração Ecológica da Paisagem (IREP), para a priorização de fragmentos florestais à restauração, em paisagens fragmentadas.

O IREP baseou-se em métricas de Ecologia da Paisagem, em nível de fragmento, as quais permitiram avaliar os remanescentes, assim como sua condição perante o processo de restauração ecológica da paisagem.

Para o cálculo das métricas e geração do IREP, utilizou-se o mapa de fragmentos florestais nativos, extraído do mapa de uso e cobertura do solo (item 3.2.1). Como descrito no fluxograma de trabalho (Figura 2) e item 3.2.2, para os fragmentos foram calculadas métricas de Ecologia da Paisagem. A partir da avaliação dessas métricas, selecionou-se e valorou-se as que compuseram o IREP dos fragmentos florestais da sub-bacia, como descrito no item 3.2.3 e 3.2.4.

Figura 2. Fluxograma da estruturação do Índice de Restauração Ecológica da Paisagem, na sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

3.2.1. Mapeamento do uso e cobertura do solo

O mapa de uso e cobertura do solo foi produzido por meio de digitalização em tela, na escala de 1:8.000, tendo como base quatro imagens digitais recentes (2014/2015) do satélite RapidEye (resolução espacial de 5 m), que recobriam a área de estudo. Essas foram obtidas gratuitamente junto ao banco de dados da Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo.

As datas de passagem de duas das imagens digitais foram agosto de 2014, e das outras duas, maio de 2014 e março de 2015. Utilizou-se imagem do ano de 2017, disponibilizada no Google Earth, para conferência e atualização das classes de uso e cobertura do solo previamente definidas.

As imagens do satélite RapdEye apresentam cinco bandas, sendo que dessas foram utilizadas as bandas equivalentes ao comprimento de onda do vermelho, do verde, e azul, e criada uma composição colorida 3R2G1B.

Os fragmentos florestais que ocorrem próximos ao limite da sub-bacia foram digitalizados por inteiro, independente do limite da sub-bacia. Isto para melhor análise da paisagem, por meio das métricas de Ecologia da Paisagem e do índice de priorização.

A etapa de pré-processamento das imagens foi composta pelos processos de georreferenciamento e geração do mosaico normalizado das quatro imagens orbitais.

O primeiro processo foi realizado em ambiente SIG, tomando como verdade terrestre os planos de informação de estradas, rede hidrográfica e uso e cobertura do solo da sub-bacia do rio Passa-Cinco produzidos por Valente e Vettorazzi (2008). Assim, a partir desses planos de informação foram tomados pontos de controle, distribuídos de forma homogênea pela área de cada imagem digital, para o georreferenciamento de cada uma das quatro imagens. O modelo de transformação utilizado nessa etapa foi o Polinomial de Primeira Ordem. Já o mosaico das quatro imagens digitais georreferenciadas foi executado no SIG ENVI 5.0.

Tendo as imagens georreferenciadas e mosaicadas, foram definidas as classes de uso e cobertura do solo, sendo as mesmas já empregadas em trabalhos realizados para a bacia do rio Corumbataí, apresentadas na Tabela 1. (KOFFLER, 1993; VETTORAZZI; VALENTE, 2016).

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Classe	Descrição	Exemplo ⁽¹⁾
Cana-de-açúcar	Áreas com presença ou indícios da cultura, como palhada no terreno resultante do corte.

Pastagem

Áreas cobertas por gramíneas, utilizada para pecuária ou sem uso definido.

Floresta plantada

Plantios comerciais de espécies de eucalipto e pinus.

Floresta nativa

Áreas ocupadas por formações florestais e em diferentes estágios de regeneração.

Fruticultura

Área ocupada com plantio comercial de citros.

Cultura anual	Áreas ocupadas com culturas agrícolas anuais.
Mineração	Áreas onde ocorrem exploração de argila e calcário.
Área urbana	Áreas de aglomerados urbanos e bairros rurais com presença de edificações.
Rede hidrográfica	Áreas ocupadas por rio e lagos.

(1) Imagens do satélite RapdEye na escala de 1:10.000.

Os planos de informação da rede hidrográfica e estradas produzidos por Valente e Vettorazzi (2008), foram atualizados para a escala de estudo com edição e digitalização em tela, já que o plano original foi gerado a partir de cartas do IBGE na escala de 1:50.000.

A verificação da exatidão do mapa de uso e cobertura do solo gerado foi realizada com a distribuição de 42 pontos na área de estudo, utilizando uma amostragem estratificada e ao acaso, sendo o número de pontos determinado estatisticamente, de acordo com Eastman (1995).

Esses pontos foram verificados em campo para conferência da classe adotada no mapa, onde ocorreu o registro fotográfico e a coleta das coordenadas geográficas com aparelho GPS.

Para verificar a exatidão do mapa de uso e cobertura do solo foi gerada a matriz de erro, que representa a distribuição de pontos amostrais classificados correta e erroneamente, comparando a verdade terrestre e o mapa temático gerado (CONGALTON, 1991). Dessa matriz derivou a exatidão global (form. 1) e o índice Kappa (form. 2 e 3).

$$P_o = \frac{\sum_{i=1}^M n_{ii}}{N} \quad 1$$

Sendo: N, número total de unidades amostrais; n_{ii} , elementos da diagonal principal (número de amostras corretamente classificadas); M, número de categorias presentes na matriz de erro; i, número de linha; j, número de colunas.

$$K = \frac{P_o - P_c}{1 - P_c} \quad 2$$

$$P_c = \frac{\sum_{i=1}^M n_{i+} \times n_{+i}}{N^2} \quad 3$$

Sendo: P_o , exatidão global; P_c a proporção de unidades de concordam por casualidade; n_{j+} , os totais marginais na coluna j; n_{+i} os totais marginais na linha i.

O valor obtido para o índice Kappa foi comparado com os valores tabelados desenvolvidos por Landis e Koch (1977), que relaciona os intervalos do índice com a qualidade obtida (Tabela 2).

Tabela 2. Qualidade da classificação associada ao valor de índice Kappa.

Kappa	Qualidade
< 0,0	Péssima
0,0 – 0,2	Ruim
0,2 – 0,4	Razoável
0,4 – 0,6	Boa
0,6 – 0,8	Muito boa
0,8 – 1,0	Excelente

Fonte: Landis & Koch (1997)

Após a correção final do mapa de uso e cobertura do solo, separou-se a classe floresta nativa em outro plano de informação, o qual subsidiou o cálculo das métricas de Ecologia da Paisagem e, posteriormente, o mapeamento final de fragmentos florestais prioritários à restauração ecológica da paisagem (descrito no item 3.2.5).

Ressalta-se que fragmentos florestais com área inferior ou igual a 1 ha foram excluídos da análise, uma vez que, fragmentos pequenos podem não ser eficientes na manutenção diversidade de espécie. Martins (2013) cita que eles não podem ser considerados como fontes adequadas de sementes e propágulos.

3.2.2. Métricas de Ecologia da Paisagem

As métricas de Ecologia da Paisagem em nível de fragmento (Tabela 3), avaliadas para compor o índice, de áreas e forma foram calculadas com a extensão *Patch Analyst* (REMPEL, 2012) e a métrica referente a distância em ambiente SIG, tendo por base o mapa de remanescentes florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco. Foram selecionadas métricas que representam atributos do fragmento florestal, relacionados com a restauração ecológica da paisagem, sendo selecionadas duas métricas que representam a forma dos fragmentos para avaliar qual delas apresentava menor correlação com as outras.

Tabela 3. Métricas de Ecologia da Paisagem calculadas para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Métrica	Descrição	Fórmula
Área (AREA)	Informa a área em hectare (ha) de cada fragmento da paisagem.	$AREA = a_i \left(\frac{1}{10000} \right)$
Índice de Forma (SI)	Expressa a forma do fragmento florestal em função da razão do perímetro pela área. A complexidade da forma do fragmento tem como referência de comparação o formato circular para arquivos vetoriais e quadrados para matricial, assim quanto mais distante desses padrões mais irregular a forma (adimensional).	$SI = \frac{0,25 \times p_i}{\sqrt{a_i}}$
Dimensão fractal (PFD)	Fornece a forma dos fragmentos considerando o grau de complexidade das formas planas (adimensional).	$PFD = \frac{2 \ln(0,25 \times p_i)}{\ln a_i}$
Distância (DIST)	Determina a média das distâncias do fragmento florestal aos seus fragmentos vizinhos mais próximos	$DIST = \frac{\sum_{v=1}^n d_{iv}}{n}$

Sendo: a_i , área do fragmento i (m^2); p_i , perímetro do fragmento i (m); d_{iv} , distância do fragmento i ao fragmento vizinho v (m); n , número de fragmentos vizinhos.

Para determinar a distância média (DIST) de cada fragmento florestal aos seus vizinhos mais próximos, foi utilizada a triangulação de Delaunay no ambiente SIG. Como descrito por Kumar (2015), a triangulação é formada pela conexão de nós, ou seja, a paisagem passa a ser compreendida segundo a Teoria dos Grafos, onde os nós representam os fragmentos florestais e, as arestas entre os nós, indicam que entre dois nós ocorre algum fluxo biológico que pode ser fluxo de material ou dispersão de propágulos (URBAN; KEITT, 2001). Adotou-se como nó o centro do fragmento, com o número mínimo de arestas ou de vizinhos igual a quatro.

Geneletti (2004), em estudo de priorização de áreas para conservação no México, utilizou uma metodologia semelhante para avaliar o isolamento de fragmentos na paisagem. No entanto, o autor, utilizou o método do polígono de Thiessen, para avaliar a distância média de um fragmento aos seus vizinhos.

Como as métricas geradas para os fragmentos florestais, apresentam diferentes unidades (m e ha), houve a necessidade de normalizar suas unidades para uma escala comum, variando de 0 a 1. Para a normalização, utilizou uma função linear crescente (form. 4) para a métrica AREA e, uma função linear decrescente (form. 5) para as métricas DIST, SI e PFD.

$$Y = \frac{(Y_{\max} - Y_{\min}) \times (X - X_{\min})}{(X_{\max} - X_{\min})} + Y_{\min} \quad 4$$

$$Y = 1 - \frac{(Y_{\max} - Y_{\min}) \times (X - X_{\min})}{(X_{\max} - X_{\min})} + Y_{\min} \quad 5$$

Sendo: Y, valor normalizado da variável; Ymax, valor máximo da escala normalizada (1); Ymin, valor mínimo da escala normalizada (0); X, valor da variável a ser normalizada; Xmin, valor mínimo da escala da variável; Xmax, valor máximo da escala da variável.

A função linear crescente para a AREA, permitiu associar a maior importância aos fragmentos florestais com maiores valores de área, considerando que áreas restauradas próximas à grandes fragmentos apresentam maior probabilidade de receber maior número de espécies. Considerou-se, ainda, que segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas, áreas maiores promovem uma maior heterogeneidade espacial e consequentemente maior biodiversidade (BELL; FONSECA; MOTTEN, 1997; KENDAL et al., 2017). Por outro lado, fragmentos com áreas pequenas, podem muitas vezes, apresentarem um menor número de espécies (DEBINSKI; HOLT, 2000), e as espécies encontradas nessas áreas são um conjunto previsível (GANZHORN; EISENBEIS, 2001).

Já a função linear decrescente aplicada a métrica DIST, permitiu atribuir a maior importância aos fragmentos florestais que apresentam menor distância aos seus vizinhos, uma vez que, ações de restauração ecológica, que ocorrem próximas a área de floresta nativa, apresentam maior probabilidade de fluxo de biodiversidade (MARTINS, 2013).

A função linear decrescente para as métricas SI e PFD, possibilitou atribuir a maior importância aos fragmentos florestais que apresentam menor valor de forma (forma simples). Áreas restauradas devem estar próximas à fragmentos com forma simples, pois fragmentos com forma mais complexas apresentam maior efeito de borda (BORDA-NIÑO; HERNÁNDEZ-

MUCIÑO; CECCON, 2017; DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016), e consequentemente menor riqueza de espécies devido à menor capacidade da população de se adaptar aos efeitos de borda (DE OLIVEIRA et al., 2015; GALANES; THOMLINSON, 2009). Palmer et al. (1997) citam que as alterações no ambiente causadas pelo efeito de borda, como a maior penetração de luz, afetam a estrutura da comunidade e promove implicações na resiliência. Essa maior quantidade de luz favorece o estabelecimento de algumas espécies, dentre elas espécies pioneiras (MARTINS, 2013; UTSUGI et al., 2006). Lion et al. (2016) citam que a forma do fragmento florestal está relacionada com a sua qualidade, de modo que, fragmentos de forma simples apresentam melhor qualidade.

3.2.3. Seleção das métricas de Ecologia da Paisagem

Definiu-se que as métricas utilizadas para compor o IREP, não deviam ser correlacionadas, considerando que o uso de métricas altamente correlacionadas, além de não introduzir novas informações, poderia resultar em análises de resultados equivocadas (CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008).

Li e Wu (2004) citam que o processo de seleção de métricas independentes estatisticamente é o ideal para quantificar padrões existentes na paisagem.

Como as métricas não apresentaram distribuição normal, segundo o teste de aderência à normalidade de Shapiro-Willks, a correlação foi avaliada pelo teste de correlação de Spearman, sendo o processamento estatístico realizado no ambiente do programa R 3.3.1.

3.2.4. Valoração das métricas de Ecologia da Paisagem

A próxima etapa foi a valoração da importância relativa entre as métricas selecionadas, a partir da consulta a literatura e da Técnica Participatória, que consiste na consulta à especialistas de diferentes áreas do conhecimento, relacionadas ao objetivo do trabalho.

Para aplicação dessa técnica houve o envio, por e-mail, de formulário eletrônico para 14 especialistas convidados a colaborar com o projeto. No formulário havia um resumo do trabalho com os objetivos, área de estudo, descrição do índice, e a escala para comparação entre as métricas de Ecologia da Paisagem, descrita na Figura 3.

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extremamente	Muito	Fortemente	Moderadamente	Igualmente	Moderadamente	Fortemente	Muito	Extremamente

Menos importante
Mais importante

Figura 3. Escala para valoração das métricas por meio da Técnica Participatória.

Para definir a importância relativa entre as métricas foi aplicado o Processo Hierárquico Analítico (AHP) definido por Saaty (1991). Esse método consistiu na comparação pareada das métricas, por meio de uma matriz de comparação, sendo os valores atribuídos na comparação provenientes da escala utilizada na Técnica Participatória, assim ocorreu a classificação da importância relativa entre as métricas.

Após a obtenção da matriz de comparação de cada especialista, foi calculada sua respectiva Taxas de Consistências (TC). Essa taxa é um indicador matemático que avalia se a comparação entre os fatores foi realizada de forma randômica ou aleatoriamente, sendo o valor máximo aceitável para TC igual a 0,1 (MARCHEZETTI; KAVISKI; BORGA, 2011).

Para obtenção do valor da importância relativa de uma métrica, foi realizada a média dos valores obtidos nas matrizes de comparação dos especialistas. Houve arredondamento e ajuste dos valores, considerando a somatória dos pesos (valor de importância) das métricas deveria ser um e, ainda, que se devia obter um valor de TC estatisticamente aceitável, para as matrizes individuais dos especialistas.

3.2.5. Índice de priorização de fragmentos florestais

O Índice de Restauração Ecológica da Paisagem (IREP) foi calculado, considerando-se três métricas não correlacionadas entre si, como indicado na fórmula 6.

$$\text{IREP} = I_1 \times m_1 + I_2 \times m_2 + I_n \times m_n \quad 6$$

Sendo: IREP: Índice de Restauração Ecológica da Paisagem; I: importância associada à métrica (peso); m_n : métrica de Ecologia da Paisagem normalizada.

Os valores de IREP, associados aos fragmentos florestais variaram de 0 a 1 porque, como mencionado, os valores das métricas foram previamente normalizados para essa escala e, a soma da importância relativa das métricas foi igual a 1.

Considerando o mapa de fragmentos florestais com valores de IREP, aplicou-se o algoritmo de Quebras Naturais de Jenks, para se ter um mapa de fragmentos em classes de

prioridade à restauração ecológica da paisagem. O número ideal de classes foi aquele que apresentou o menor coeficiente de variação, para o intervalo de classe.

O algoritmo de Quebras Naturais de Jenks consiste em uma técnica que divide uma série de dados em classes estatisticamente homogêneas, minimizando a variação dentro das classes e, maximizando a separação entre classes (ANCHANG; ANANGA; PU, 2016; DANIELAINI; MAHESHWARI; HAGARE, 2017).

3.2.6. Validação do índice em campo

Para verificar o nível de prioridade atribuído aos fragmentos florestais pelo IREP, foram realizadas verificações de campo. Selecionou-se fragmentos representativos das classes de prioridade do IREP e, em campo, avaliou-se sua característica fisionômica, a uniformidade do dossel, diversidade de epífitas e trepadeiras, presença de espécies invasoras e espécies florestais.

4. RESULTADOS

4.1. Mapeamento do uso e cobertura do solo

A sub-bacia do rio Passa-Cinco apresentou, como ilustrado na Figura 4, uma matriz agrícola com predominância da classe de pastagem, que ocupa 41,03% de sua área, estando distribuída em toda a paisagem.

Em sua porção sul, observa-se a predominância da cultura de cana-de-açúcar, a qual está presente, em quase toda a paisagem, mesmo que com menores concentrações de áreas. Esse uso representa 20,96% do total da sub-bacia. Em termos de culturas agrícolas observou-se, ainda, menores áreas ocupadas por fruticultura e culturas anuais, as quais representam, respectivamente 0,62% e 0,56%.

A floresta plantada, que é representada por plantios comerciais de eucalipto e pinus, está mais concentrada na região oeste da sub-bacia e ocupou 12,69% da sua área. Já a floresta nativa, encontra-se dispersa em fragmentos por toda a sub-bacia, abrangendo 21,14% de área.

Figura 4. Uso e cobertura para o ano de 2018, da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Na Tabela 4 pode-se observar a área, em ha e a porcentagem, ocupada pelas classes de uso e cobertura, na sub-bacia.

Tabela 4. Classes de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Uso e cobertura do solo	Área (ha)	Área (%)
Floresta nativa	11.105,64	21,14
Floresta plantada	6.460,29	12,29
Fruticultura	325,40	0,62
Área urbana	631,87	1,20
Mineração	294,26	0,56
Cana-de-açúcar	11.010,00	20,96
Cultura anual	294,26	0,56
Pastagem	21.559,18	41,03
Outros	851,96	1,62

A categoria outros refere-se a soma da área ocupada pela rede hidrográfica, ferrovia e estradas.

Quanto a verificação da exatidão do mapa, a partir da matriz de confusão, obteve-se um valor de 95,2 % para a exatidão global e 0,94 para o índice Kappa (Tabela 5). Segundo Landis & Koch (1977) produto obtido é classificado como excelente (Tabela 2).

Tabela 5. Matriz de confusão para o mapa de uso e cobertura do solo para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Mapa	Verdade terrestre							
	Floresta nativa	Floresta plantada	Fruticultura	Área urbana	Mineração	Cana-de-açúcar	Cultura anual	Pastagem
Floresta nativa	6	0	0	0	0	0	0	0
Floresta plantada	0	7	0	0	0	0	0	0
Fruticultura	0	0	1	0	0	0	0	0
Área urbana	0	0	0	1	0	0	0	0
Mineração	0	0	0	0	0	0	0	0
Cana-de-açúcar	0	0	0	0	1	7	0	0
Cultura anual	0	0	0	0	0	0	0	0
Pastagem	0	0	0	0	0	1	0	18

Os valores presentes na diagonal da matriz (Tabela 5), que estão destacados, representam os pontos em que a classificação empregada no mapa coincidiu com o observado na em campo, que representa a verdade terrestre.

Na verificação em campo do mapa de uso e cobertura do solo, foi possível observar todas as classes propostas pelo trabalho. Alguns pontos observados estão exemplificados na Figura 5, os quais equivalem à áreas ocupadas por mineração (Figura 5a); por cultura anual (Figura 5b); e ainda, área que apresenta ao fundo floresta nativa e plantada (talhão de Eucalipto), plantação de cana-de-açúcar à esquerda e pastagem em primeiro plano (Figura 5c); fruticultura (Figura 5d); área com remanescentes de floresta nativa, ao fundo floresta plantada (talhão de Eucalipto), e predomínio de pastagem (Figura 5e); e área com pastagem e área urbana ao fundo.

Figura 5. Classes de uso e cobertura do solo verificadas em campo: a) Mineração; b) Cultura anual; c) 1-Floresta nativa, 2-Floresta plantada, 3-Cana-de-açúcar, 4-Pasto; d) Fruticultura; e) 1-Floresta nativa, 2-Floresta plantada, 3-Pasto; f) 1-Área urbana, 2-Pasto.

4.2. Métricas de Ecologia da Paisagem

Os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, de acordo com as métricas de Ecologia da Paisagem, apresentaram área média de 10,13 ha, sendo que o maior remanescente apresentou 440,86 ha. Já o menor fragmento teve área de 1 ha, porque para análise do IREP foram removidos fragmentos com área inferior a esse valor.

A distribuição dos fragmentos em classe de área indicou que 66,25% dos fragmentos florestais apresentaram área entre 1 ha e 5 ha (1.698,76 ha); 16% área entre 5 ha e 10 ha (1.257,79 ha); e 17,73% área maior que 10 ha (8.299,48 ha).

A forma média encontrada para os fragmentos florestais foi de 2,29 para a métrica SI e de 1,38 para PFD. A relação entre a área e a forma dos fragmentos florestais (Figura 6), indicou que na paisagem ocorreu predomínio de fragmentos de forma simples, ou seja, valores mais próximos à 1. Os fragmentos que apresentaram forma complexa foram os pequenos fragmentos. Já os maiores fragmentos florestais, para os dois índices, apresentam formas intermediárias e não apresentaram o valor máximo de forma.

Figura 6. Forma dos fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo; a) Índice de forma; b) Dimensão fractal.

A distância média entre os fragmentos florestais e seus vizinhos variou de 175,11 m a 3.662,94 m. A rede de triangulação gerada pelo método de Delaunay pode ser observado na Figura 7, sendo que cada linha representou a distância entre dois fragmentos vizinhos, e o número de vizinhos de um fragmento dependeu da sua disposição na paisagem.

Figura 7. Triangulação de Delaunay utilizada para o cálculo da Distância média, para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Na Figura 8 pode-se observar a distribuição de frequência dos fragmentos florestais em relação as métricas. Para AREA ocorreu uma concentração de fragmentos com área inferior a 10 ha (Figura 8a); para DIST, foi observada o predomínio de fragmentos com distância inferior a 200 m (Figura 8b); para a SI, predomínio de fragmentos de forma simples (Figura 8c); e para PFD, predominaram fragmentos com forma intermediaria (Figura 8d).

Figura 8. Histograma de frequência das métricas de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo; a) Área (AREA); b) Distância média (DIST); c) Índice de forma (SI); d) Dimensão fractal (PFD).

4.3. Seleção das métricas de Ecologia da Paisagem

O teste de correlação de Spearman indicou que as métricas com maior nível de correlação entre si foram PFD e o SI, seguida das métricas SI e AREA (Tabela 6). Assim, devido a essa alta correlação da métrica SI com outras duas métricas, essa não foi selecionada para compor o IREP. A métrica DIST apresentou baixa correlação com as demais.

Tabela 6. Teste de correlação de Spearman para as métricas de Ecologia da Paisagem calculadas para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Métricas	AREA	SI	PFD	DIST
AREA	1	0,73	0,46	0,257
SI	-	1	0,833	-0,059
PFD	-	-	1	-0,106
DIST	-	-	-	1

Considerando as correlações obtidas, o conjunto de métricas com baixa correlação entre si e, utilizado para compor o IREP foi composto por área, dimensão fractal e distância média entre fragmentos florestais.

4.4. Valoração das métricas de Ecologia da Paisagem

Os pesos médios e final das métricas selecionadas estão na Tabela 7, indicam que a métrica DIST recebeu peso superior, seguida da métrica AREA e PFD. O peso médio foi obtido a partir das matrizes de comparação dos especialistas, e o peso final consiste no arredondamento do peso médio, mantendo a soma das importâncias relativas igual a um.

Tabela 7. Pesos médio para as métricas de Ecologia da Paisagem obtidos com as matrizes de comparação, para os fragmentos da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Métrica de Ecologia da Paisagem	Peso médio	Peso final
AREA	0,28	0,30
PFD	0,12	0,10
DIST	0,59	0,60

4.5. Índice de priorização de fragmentos florestais

A fórmula que representou o IREP, com os pesos atribuído às métricas de Ecologia da Paisagem, e que tem o objetivo de representar as condições dos remanescentes florestais em relação ao processo de restauração ecológica de uma paisagem fragmentada e, assim, classifica-los quanto ao seu nível de prioridade a essa finalidade, foi:

$$\text{IREP} = 0,30 \times \text{AREA}_N + 0,10 \times \text{PFD}_N + 0,60 \times \text{DIST}_N \quad 7$$

Sendo: IREP: Índice de Restauração Ecológica da Paisagem; AREAN: métrica Área normalizada; PFDN: métrica Dimensão fractal normalizada; DISTN: métrica Distância média normalizada.

O número ideal de classes para o mapa final de priorização de fragmentos florestais, segundo o algoritmo de Quebras Naturais de Jenks foi sete, sendo valor mínimo de IREP foi de 0,184972 e o valor máximo de 0,690149. Na Tabela 8 pode-se observar os fragmentos florestais distribuídos em classes de prioridade e o número de fragmentos por classe.

Tabela 8. Fragmentos florestais classificados quanto ao nível de prioridade do IREP na sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Classe	Valores de IP	Número de fragmentos florestais
Extremamente baixa	$0 \leq IP \leq 0,330037$	06
Muito baixa	$0,330037 < IP \leq 0,472368$	43
Baixa	$0,472368 < IP \leq 0,518599$	153
Média	$0,518599 < IP \leq 0,552472$	241
Alta	$0,552472 < IP \leq 0,582299$	314
Muito alta	$0,582299 < IP \leq 0,612061$	246
Extremamente alta	$0,612061 < IP \leq 0,690149$	108

Na distribuição espacial dos 1.111 fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, classificados de acordo com o valor IREP atribuído (Figura 9), foi observado que não ocorre um padrão de distribuição em classes de prioridade.

Figura 9. Fragmentos florestais prioritários para a sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Da área total da classe floresta nativa, observa-se que a classe de prioridade do IREP que ocupa maior área é a alta, o que corresponde a 25,44% da área dos fragmentos florestais (Tabela 9).

Tabela 9. Classes de prioridade e área dos fragmentos florestais da sub-bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo.

Classe de prioridade IREP	Área (ha)	Área (%)
Extremamente baixa	197,19	1,75
Muito baixa	348,04	3,36
Baixa	1.718,24	15,26
Média	1.845,25	16,39
Alta	2.863,45	25,44
Muito alta	1.818,56	16,16
Extremamente alta	2.435,31	21,64

Os fragmentos florestais que apresentaram as classes com maiores níveis de prioridade (alta, muito alta e extremamente alta) somam 63,24% em área (7.117,32 ha), o que equivale a 668 fragmentos.

Já os fragmentos florestais associados aos menores níveis de prioridade (extremamente baixa, muito baixa e baixa), somaram apenas 202 fragmentos, e ocuparam uma área de 2.263,47 ha, o que equivale apenas 20,37% da área total de floresta nativa.

4.6. Validação do índice em campo

Considerando os fragmentos verificados em campo, pode-se dizer que a medida que se tinha maior nível de prioridade, associada aos fragmentos, ocorria um aumento da diversidade de espécies, da uniformidade do dossel, do estado de conservação dos fragmentos e da altura do dossel.

Nos fragmentos com maior nível de prioridade, também se observou a redução da presença de espécies pioneiras, típicas da formação florestal que pertenciam, e da intensidade de espécies invasoras.

5. DISCUSSÃO

5.1. Mapeamento do uso e cobertura do solo

A sub-bacia do rio Passa-Cinco apresenta grandes áreas ocupadas por monocultura representadas, principalmente, por cana-de-açúcar, e uma matriz de pastagem.

Baum et al. (2004) citam que em estudos da paisagem é importante conhecer a matriz de uso e cobertura do solo que circunda os habitats, já que a resistência da matriz influencia a eficácia de movimentação da fauna entre fragmentos. Os mesmos autores observaram que em matriz com baixa resistência, os corredores ecológicos aumentaram a capacidade de dispersão de insetos entre fragmentos em 182% e para os trampolins ecológicos em 175%.

Fahrig et al. (2011) citam também que a alteração na paisagem pela agricultura gera uma matriz agrícola que não exerce a função de habitat para grande parte das espécies e, ainda, que estudos de biodiversidade nessas paisagens apresentam extrema importância, já que, as ações de conservação, cada vez mais ocorrem em remanescentes inseridos em áreas agrícolas.

Vettorazzi e Valente (2016) também observaram o domínio dessas classes de uso e cobertura do solo agrícola para a bacia do rio Corumbataí, na qual está inserida a sub-bacia do rio Passa-Cinco. Os mesmos autores, citam que as pastagens da região são classificadas como degradadas e geram interferência nos recursos hídricos, como processos erosivos e assoreamento.

A matriz agrícola representada, principalmente, por pastagem destinada a pecuária extensiva e agricultura, foi a principal matriz de uso e cobertura do solo, encontrada por Ribeiro et al. (2011), para floresta de interior da Mata Atlântica no Brasil. Os autores também observaram extensa área de cana-de-açúcar e plantações de eucalipto no estado de São Paulo.

Valente e Vettorazzi (2008) observaram que na região da sub-bacia do rio Passa-Cinco, houve um aumento da área de cana-de-açúcar entre os anos de 2003 e 2005 ocupando, principalmente, áreas que antes eram destinadas a pastagem. Comparando a área ocupada por cana-de-açúcar atualmente (20,96%), com o estudo realizado pelos mesmos autores (14,13%), observou um aumento de 6,83%.

Moraes et al. (2017) em estudo da expansão agrícola e impactos na paisagem entre os anos de 1971 e 2008 na região sudeste do Brasil, também indicaram que as áreas de cana-de-açúcar apresentaram um aumento, interferindo nos padrões da paisagem como redução do tamanho dos fragmentos florestais e da conectividade. Harvey et al. (2004) citam, ainda, que a diminuição da conectividade em áreas com cana-de-açúcar ocorreu devido a retirada de árvores isoladas, com a finalidade de facilitar a colheita mecanizada da cultura.

A matriz agrícola na sub-bacia do rio Passa-Cinco resultou em fragmentos florestais dispersos pela paisagem e, ocupando 21,14 % da área da sub-bacia (Tabela 4).

Uddin et al. (2015) também observaram esse padrão de distribuição da floresta nativa, em estudo da dinâmica de fragmentos florestais entre os anos de 1990 e 2009 no Nepal, verificando que a floresta nativa ocupava apenas 22 % da área de estudo, e que a expansão de áreas agrícolas foi o principal impulsionador da redução da área florestal no período analisado.

Landis (2017), em trabalho que avalia os efeitos de áreas agrícolas, observou que a intensa expansão das atividades agrícolas e o seu cultivo em monocultura gerou uma paisagem simplificada, na qual ocorreu a redução da biodiversidade e da funcionalidade ecológica de fragmentos florestais.

Por outro lado, Calviño-Cancela et al. (2012) concluíram que em paisagens fragmentadas, os plantios de espécies florestais exóticas abrigam biodiversidade, em quantidade inferior as áreas de floresta nativa, mas promovem a conectividade da paisagem em escala local.

Os plantios de espécies exóticas na sub-bacia, representados principalmente pelo plantio comercial de eucalipto, estão concentrados na região oeste (Figura 4), e concentram-se em grandes áreas contínuas, apresentando fragmentos florestais no seu entorno, o que propicia a conectividade entre esses fragmentos nessa região.

A área ocupada pela floresta nativa na sub-bacia (22,14%), compreende a área de floresta mais significativa da bacia do rio Corumbataí, já que essa sub-bacia consiste na mais conservada, segundo Valente e Vettorazzi (2002). Esse valor de floresta encontrado está abaixo do limiar de 30% definido por Metzger (1998), que define que em paisagens com proporção de floresta nativa inferior a esse valor, deve-se reestabelecer a conectividade da paisagem.

A área urbana consistiu-se em uma classe de uso que não ocupou área significativa na sub-bacia (Tabela 4) e, assim, não gerou pressões relevantes sobre os fragmentos florestais. A pressão de áreas urbanas é observada em trabalhos que avaliam a dinâmica florestal em paisagens altamente urbanizadas (DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Valente e Vettorazzi (2002) estudando a bacia do rio Corumbataí, observaram que as pressões antrópicas associadas a expansão de áreas urbanas, ocorrem predominantemente na sub-bacia do Médio Corumbataí, onde se tinha baixa densidade de fragmentos por hectare.

5.2. Métricas de Ecologia da Paisagem

A sub-bacia do rio Passa-Cinco apresentou predomínio de remanescentes florestais com área inferior a 10 ha, os quais estão dispersos em sua área e longe dos fragmentos florestais vizinhos, com valor mínimo de DIST igual a 175,11 m.

Ribeiro et al. (2011) em trabalho que avalia a Mata Atlântica brasileira, observaram que a predominância de fragmentos pequenos e paisagens fragmentadas é comum na região de Mata Atlântica de interior, devido ao seu histórico de uso e ocupação do solo.

Para a sub-bacia do rio Passa-Cinco os fragmentos com área inferior a 10 ha somam 82,25%, e apesar dos fragmentos acima de 10 ha representarem apenas 17,73% do número de fragmentos, a área dessa classe abrange 73,73% da área total de floresta nativa da sub-bacia.

Resultado semelhante foi obtido por Zanella et al. (2012), ao avaliarem a composição da paisagem em área de Mata Atlântica na região sul do estado de Minas Gerais, no qual foi observado uma proporção de 86,3% dos fragmentos com área inferior a 10 ha, porém os fragmentos acima de 10 ha representavam 83,6% da área de floresta nativa estudada.

A predominância de fragmentos florestais pequenos na sub-bacia do rio Passa-Cinco também foi observada por Valente e Vettorazzi (2002), que obtiveram uma alta densidade de fragmentos, ou seja, observaram na paisagem muitos fragmentos pequenos e menores que o tamanho médio, por unidade de área.

Os mesmos autores também observaram que dentre as sub-bacias que compõem a bacia do rio Corumbataí, a área de estudo foi que apresentou a maior área de floresta nativa e os maiores fragmentos. Para o ano de 2002, a área de floresta nativa representava 15,67% da área da sub-bacia, ou seja, se comparado com esse estudo a área de floresta sofreu um aumento de 5,47% no período de 2002 a 2017.

Um dos problemas associados a pequenos fragmentos florestais na paisagem, segundo Moreno et al. (2014) consiste na alteração da taxa de decomposição de serapilheira, já que em estudo realizado em fragmentos florestais na Argentina Central, observaram que em remanescentes menores ocorria uma reciclagem deficiente de nutrientes, já que nesses fragmentos as condições microclimáticas se assemelham a habitats mais secos no interior e mais quente na borda.

A área média de 10,13 ha para os fragmentos florestais da sub-bacia, foi semelhante ao observado no estudo de Souza et al. (2014), em região de Mata Atlântica, com área média de remanescentes de 7,66 ha.

A área do fragmento é considerada de maior importância em trabalhos que priorizam áreas para a conservação da biodiversidade, assim como estudo realizado por de Mello et al.

(2016) na região sudeste do Brasil, visando esse objetivo. Os autores atribuíram maior importância à área dos fragmentos para definição do índice, porém destacam a importância da proximidade entre fragmentos, citando que fragmentos pequenos, apesar de não apresentarem grande diversidade, quando estão conectados por corredores apresentam importância na paisagem, permitindo o fluxo de espécies.

Já a priorização de áreas para restauração ecológica da paisagem, a distância entre os fragmentos consiste no atributo de maior importância. Assim, ocorreu a atribuição de maior peso para a métrica DIST, dentre as três que compõem o IREP (Tabela 7).

Stefanes et al. (2016) em estudo de priorização de áreas para restauração, em que utilizaram princípios de Ecologia da Paisagem e dados de produtividade agrícola no Sudeste do Brasil, citam que a conectividade e área de fragmentos florestais são atributos que devem ser considerados, já que, segundo os autores, estão relacionados com a resiliência da paisagem, e consequentemente com o custo de restauração.

Orsi e Geneletti (2010) ao utilizarem a distância dos fragmentos até corredores ecológicos e às áreas protegidas, para a priorização para ação de restauração, observaram que o uso da distância permitiu capturar variações em nível de fragmento, o que julgaram como fundamental para construção de mapas de adequação.

Bortoleto et al. (2016) ao definirem um índice de priorização para restauração, utilizaram a distância entre fragmentos, juntamente com a qualidade da matriz ao redor do fragmento. Os autores também adotaram como fragmentos com alta prioridade, aqueles que apresentam menor distância a outros fragmentos, e citam que áreas restauradas próximas a fragmentos existentes, receberá uma fonte de propágulos de espécies adaptadas às condições ambientais locais.

Dos Santos et al. (2016) utilizaram essa relação entre distância e a dispersão de propágulos, definindo áreas prioritárias para a coleta de sementes em áreas de Mata Atlântica. Os autores citam que os fragmentos com maior potencial, são aqueles que estão próximos a outros, pois propicia o fluxo genético entre populações.

A caracterização de fragmentos florestais, que podem servir de fonte de sementes e propágulos, próximos a área a ser restaurada, consiste em um importante processo para que se possa aproveitar ao máximo o potencial de renegação da área a ser restaurada (TNC, 2015).

Nesse contexto, a determinação da distância com a triangulação de Delaunay, foi essencial no desenvolvimento do IREP. Ela permitiu obter a distância entre os fragmentos florestais e, não apenas, a distância ao seu vizinho mais próximo. Essa última vem sendo tradicionalmente calculada, por meio da métrica Distância Euclidiana do Vizinho mais Próximo

(ENN), em trabalhos de Ecologia da Paisagem (CEMIN; PERICO; REMPEL, 2009; DE MORAES; DE MELLO; TOPPA, 2017; SCHINDLER et al., 2015).

Alguns trabalhos utilizam a métrica PROX definida por McGarigal (DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016), que também considera a relação do fragmento com os seus vizinhos, porém exige a determinação de uma área de influência, que está relacionado com a capacidade de deslocamento de animais da área de estudo.

Caruso et al. (2017), por sua vez, também utilizou a triangulação de Delaunay como parte de sua metodologia para gerenciamento de redes urbanas, considerando como nó da triangulação a localização geográfica de edifícios. Os autores também utilizaram a aresta da triangulação para calcular a distância entre edifícios, e consideraram o método da triangulação de Delaunay de fácil execução em SIG. Em relação à comparação entre os grafos de Delaunay e o grafo proposto por Saura e Torné (2009), os autores citam que primeiro método gerou menos linhas que o segundo, já que considerou apenas os edifícios vizinhos.

Em relação à forma dos fragmentos florestais na sub-bacia, ocorreu a predominância de fragmentos de forma simples, com o SI médio de 1,38, valor próximo ao observada por Valente e Vettorazzi (2002), sendo a forma média encontrada de 1,5. Os mesmos autores citam que, para uma análise consistente, os dados obtidos com métricas de forma devem ser comparados com a área dos fragmentos.

A forma simples, com valores inferior a 5 para SI, predominante para todos os fragmentos e para os maiores fragmentos, revela que esses fragmentos se encontram menos suscetíveis ao efeito de borda.

De Moraes et al. (2017) também observaram a predominância de forma simples para fragmentos florestais em região de Mata Atlântica, próximos a sub-bacia do rio Passa-Cinco. Já de Mello et al. (2016), verificaram que os maiores fragmentos na cidade de Sorocaba, apresentavam formas complexas, por estarem presentes em Área de Preservação Permanente ao longo de rios, assim, apresentavam forma mais alongada e complexa.

5.3. Índice de priorização de fragmentos florestais

Na sub-bacia do rio Passa-Cinco, ocorre a dominância de fragmentos florestais com alta prioridade para o processo de restauração ecológica da paisagem (314 fragmentos). Em área, também ocorre o predomínio dessa classe de prioridade (3.337,629 ha). Esses dados indicam que a maior parte da área ocupada pelos fragmentos apresenta boa condição para o planejamento da

restauração ecológica da paisagem, principalmente relacionada à distância entre os fragmentos, que recebeu maior peso na composição do IREP.

Já Bortoleto et al. (2016) em seu estudo, obtiveram a maior quantidade de área associada aos menores níveis de prioridade, uma vez que consideraram a qualidade da matriz como principal fator de priorização. Nesse estudo, isto ocorreu porque se tinha grande parte da área ocupada por área urbana, a qual foi atribuída baixa prioridade.

No caso do presente estudo observa-se, ainda, no mapa de fragmentos florestais prioritários à conservação (Figura 9), que os fragmentos classificados como de prioridade extremamente alta, podem ser considerados como fragmentos focais. Isto porque, a partir deles observa-se um gradiente de priorização de fragmentos, ou seja, a partir deles decresce o nível de prioridade dos remanescentes até aqueles classificados como de prioridade muito baixa. Nessa condição, esses fragmentos florestais de maior prioridade, devem ser direcionadores primários da alocação de áreas para projeto de restauração ecológica da paisagem.

Garcia et al. (2013) citam que a partir dos fragmentos prioritários pode-se criar uma zona de resiliência. Essa, por sua vez, consiste em restaurar áreas ao redor de fragmentos prioritários, sendo que, essas áreas apresentam alta resiliência, representada pela disponibilidade de sementes e propágulo do fragmento fonte. Os mesmos autores observaram que, a restauração dessas áreas ao redor dos fragmentos possibilitou o aumento de área e alteração na forma.

Valente e Vettorazzi (2008) em trabalho de identificação de áreas mais adequadas para conservação, disseram que as áreas selecionadas para a restauração florestal devem ser contínuas e extensas, possibilitando o aumento da conectividade florestal da paisagem e o fluxo da biodiversidade entre áreas restauradas.

Assim, o IREP permitiu classificar os fragmentos florestais da área de estudo, quanto à sua importância no processo de restauração ecológica da paisagem, a partir de métricas de Ecologia da Paisagem.

Geneletti (2004) cita como vantagem desse método de priorização, que a priorização de áreas com métricas de Ecologia da Paisagem foi adequada para a tomada de decisão, a partir de um conjunto limitado de dados ecológicos, como a distribuição de espécies. O autor verificou que o método é de fácil entendimento, permitiu a comparação entre cenários de conservação e pode subsidiar a tomada de decisão de recursos.

Banks-leite et al. (2011) ao comparar a priorização de áreas por meio do uso de espécies indicadoras e de métricas de Ecologia da Paisagem, para conservação e restauração, observou que a análise baseada na paisagem permitiu uma rápida definição de áreas, possibilitou definir quais

estratégias de restauração devem ser seguidas, e apresentou uma maior replicabilidade em outras paisagens se comparado com método de priorização pelas espécies.

Na validação do IREP em campo, foi possível observar que aqueles com menores valores do índice foram associados aos fragmentos menos conservados, mais isolados na paisagem com espécies indicativas de baixa diversidade biológica. Ao contrário, altas prioridades foram atribuídas a fragmentos florestais mais conservados, e conforme ocorre o aumento do grau de prioridade, ocorrem fragmentos mais conservados e mais importantes para a priorização de áreas para a restauração ecológica da paisagem.

6. CONCLUSÃO

As métricas de Ecologia da Paisagem, que compuseram o índice IREP, propiciaram avaliar a importância dos fragmentos florestais para a restauração ecológica da paisagem. Dentre elas, destaca-se a distância média entre fragmentos a qual foi atribuída maior importância, e que foi utilizada juntamente das métricas de área e forma na dimensão fractal.

Conclui-se, ainda que, os fragmentos florestais da área de estudo estão predominantemente associados, de acordo com o IREP, ao alto nível de prioridades à restauração ecológica da paisagem.

Nesse contexto, o uso do método de priorização de áreas, por meio do índice IREP consiste em uma abordagem de fácil aplicação no ambiente SIG, que pode subsidiar a tomada de decisão para áreas de estudos, caracterizadas pelo processo de fragmentação florestal.

REFERÊNCIAS

- ANCHANG, J. Y.; ANANGA, E. O.; PU, R. An efficient unsupervised index based approach for mapping urban vegetation from IKONOS imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 50, p. 211–220, 2016.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.
- ASAAD, I. et al. Ecological criteria to identify areas for biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 213, p. 309–316, 2017.
- BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 706–714, 2011.
- BAUM, K. A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, 2004.
- BELL, S. S.; FONSECA, M. S.; MOTTEN, L. B. Linking Restoration and Landscape Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 318–323, 1997.
- BHAN, M. et al. Policy forum: Nationally-determined climate commitments of the BRICS: At the forefront of forestry-based climate change mitigation. **Forest Policy and Economics**, v. 85, p. 172–175, 2017.
- BORDA-NIÑO, M.; HERNÁNDEZ-MUCIÑO, D.; CECCON, E. Planning restoration in human-modified landscapes: New insights linking different scales. **Applied Geography**, v. 83, p. 118–129, 2017.
- BORTOLETO, L. A. et al. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724–735, 2016.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas Strategies for supporting the conservation of secondary tropical forests embedded in modified landscapes. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 219–234, 2012.
- CALVIÑO-CANCELA, M.; RUBIO-BARÁ, M.; ETTEEN, E. J. B. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 153–162, 2012.
- CARUSO, G.; HILAL, M.; THOMAS, I. Measuring urban forms from inter-building distances: Combining MST graphs with a Local Index of Spatial Association. **Landscape and Urban Planning**, v. 163, p. 80–89, 2017.

- CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705–711, 2009.
- CONVERTINO, M. et al. Multi-criteria decision analysis to select metrics for design and monitoring of sustainable ecosystem restorations. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 76–86, 2013.
- CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, p. 1–7, 2017.
- CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 691–703, 2008.
- DANIELAINI, T. T.; MAHESHWARI, B.; HAGARE, D. Defining rural – urban interfaces for understanding ecohydrological processes in West Java , Indonesia : Part I . Development of methodology to delineate peri-urban areas. **Ecohydrology & Hydrobiology**, n. 168, p. 1–15, 2017.
- DE JESUS, E. N. et al. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Arvore**, v. 39, n. 3, p. 467–474, 2015.
- DE MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **Cerne**, v. 22, n. 3, p. 277–288, 2016.
- DE MORAES, M. C. P.; DE MELLO, K.; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73–84, 2017.
- DE OLIVEIRA, L. S. C. et al. Efeito de borda em remanescentes de floresta Atlântica na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 169–174, 2015.
- DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342–355, 2000.
- DIAS, D. F. C. et al. Beauty before age: Landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 259–270, 2015.
- DOS SANTOS, A. R. et al. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 1050–1063, 2016.
- DRISCOLL, D. A. et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 605–613, 2013.

- DUARTE, G. T.; RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. **Plos One**, p. 1–19, 2016.
- DURIGAN, G. et al. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 1, p. 39–54, 2009.
- EASTMAN, J.R. **Idrisi for windows user's guide**. Worcester: Clark University, 1995. 109p.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015. How are the world's forests changing?** 2. ed. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016.
- FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 187–200, 2014.
- GALANES, I. T.; THOMLINSON, J. R. Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. **Plant Ecology**, v. 201, p. 101–113, 2009.
- GAMA, V. F. et al. Site selection for restoration planning: A protocol with landscape and legislation based alternatives. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 1–12, 2013.
- GANZHORN, J. U.; EISENBEIS, B. The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. **Basic and Applied Ecology**, v. 2, p. 87–95, 2001.
- GARCIA, L. C. et al. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the new Brazilian forest act. **Natureza a Conservacao**, v. 11, n. 2, p. 181–185, 2013.
- GARCIA, L.B.R. Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí – séculos XVIII a XX. DEPLAN/IGCE/UNESP, Rio Claro, 2000; atlas ambiental da Bacia do rio Corumbataí. Disponível em: www.rc.unesp.br/igce/ceapla. Acesso em: 01 abr 2018.
- GENELETTI, D. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. **Land Use Policy**, v. 21, n. 2, p. 149–160, 2004.
- GILBERT-NORTON, L. et al. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 660–668, 2010.
- GOLDMAN, R. L. et al. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 27, p. 9445–9448, 2008.

- HARVEY, C. A.; TUCKER, N. I. J.; ESTRADA, A. **Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscape**. In: SCHROTH, G.; DA FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. M. N. (Eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscape* ed. Washington, DC, p. 261-289, 2004.
- HILL, J. L.; CURRAN, P. J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1391–1403, 2003.
- HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354–357, 2007.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1558–1563, 2011.
- IPEF. Plano diretor para conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí. **Piracicaba: IPEF-SEMAE**, p. 356, 2002.
- JANISHEVSKI, L. et al. Ecosystem restoration, protected areas and biodiversity conservation. **Unasylva**, v. 66, n. 3, p. 19–27, 2015.
- KARLSON, M.; MORTBERG, U. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. **Landscape and Urban Planning**, v. 134, p. 53–65, 2015.
- KENDAL, D. et al. The importance of small urban reserves for plant conservation. **Biological Conservation**, v. 213, p. 146–153, 2017.
- KESHTKAR, H.; VOIGT, W. Potential impacts of climate and landscape fragmentation changes on plant distributions: Coupling multi-temporal satellite imagery with GIS-based cellular automata model. **Ecological Informatics**, v. 32, p. 145–155, 2016.
- KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do Rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.
- KUMAR, Y. H. S.; KUMAR, N. V.; GURU, D. S. Delaunay triangulation on skeleton of flowers for classification. **Procedia Computer Science**, v. 45, p. 226–235, 2015.
- LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628–1632, 2005.
- LAMB, D.; STANTURF, J.; MADSEN, P. What is forest landscape restoration? **Forest Landscape Restoration**, p. 3–23, 2012.

- LANDIS, D. A. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. **Basic and Applied Ecology**, v. 18, p. 1–12, 2017.
- LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.
- LE SAOUT, S. et al. Protected areas and effective biodiversity conservation. **Science**, v. 342, p. 803–805, 2013.
- LEI, K.; PAN, H.; LIN, C. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 320–325, 2016.
- LEITE, M. DE S. et al. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: A review. **Natureza e Conservacao**, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.
- LI, H.; WU, J. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 389–399, 2004.
- LIANG, J. et al. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 22–29, 2018.
- LION, M. B. et al. The Conservation Value of Small Fragments For Atlantic Forest Reptiles. **Biotropica**, v. 48, n. 2, p. 265–275, 2016.
- MARCHEZETTI, A. L.; KAVISKI, E.; BORGA, M. C. B. Aplicação do método AHP para a hierarquização das alternativas de tratamento de resíduos sólidos domiciliares. **Ambiente Construído**, v. 11, n. 2, p. 173–187, 2011.
- MARINI, Â. M.; GARCIA, F. I. Bird Conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 665–671, 2005.
- MARON, M.; COCKFIELD, G. Managing Trade-Offs in Landscape Restoration and Revegetation Projects. **Ecological Applications**, v. 18, n. 8, p. 2041–2049, 2008.
- MARTINS, S. V. (ED.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1. ed. Viçosa: Viçosa Editora da UFV, 2013.
- MCKAY, S. K. et al. Ecosystem restoration objectives and metrics. **USACE ERDC Technical Note**, n. October, p. 1–19, 2012.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 37, p. 29–35, 1997.
- METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In Latin America. Logan: **International Association for Landscape Ecology**; 1998.

- METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: A powerful approach to Shape Neolandscapes. **Natureza & Conservacao**, v. 11, n. 2, p. 103–107, 2013.
- MORENO, M. L. et al. Area and edge effects on leaf-litter decomposition in a fragmented subtropical dry forest. **Acta Oecologica**, v. 60, p. 26–29, 2014.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NOSS, R. F.; O'CONNELL, M. A.; MURPHY, D. D. The science of conservation planning: habitat conservation under the Endangered Species Act. **Great Plains Research**, v. 8, n. 2, 1998.
- ORSI, F.; CHURCH, R. L.; GENELETTI, D. Restoring forest landscapes for biodiversity conservation and rural livelihoods: A spatial optimisation model. **Environmental Modelling and Software**, v. 26, p. 1622–1638, 2011.
- ORSI, F.; GENELETTI, D. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, p. 20–30, 2010.
- PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 291–300, 1997.
- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. 1–10, 2010.
- PARDINI, R.; NICHOLS, E.; PÜTTKER, T. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of the Anthropocene**, v. 3, p. 229–239, 2018.
- PCJ. Características geopolíticas. Disponível em: <http://www.agencia.baciaspcj.org.br/novo/informacoes-das-bacias/caracteristicas-geopoliticas>. Acesso em: 13 abr 2018.
- PEROVIĆ, D. et al. Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 2, p. 505–513, 2015.
- PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 187–193, 2017.
- RIBEIRO, M.; MARTENSEN, A. C. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). **Biodiversity Hotspots**. Heidelberg ed. Berlin: [s.n.]. p. 405–434, 2011.

- REMPEL, R. S.; KAUKINEN D.; CARR, A. P. **Patch analyst and patch grid**. Ontario Ministry of Natural Resources Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, 2012. <http://www.cnfer.on.ca/SEP/>.
- RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, v. 189, p. 1–18, 1999.
- SAATY, T. Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process. **Behaviormetrika**, v. 18, n. 29, p. 1–9, 1 jan. 1991.
- SALATI, E. Diagnóstico ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia hidrográfica do rio Corumbataí (SP). 1996. 199 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.
- SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, 2018.
- SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2 . 2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, p. 135–139, 2009.
- SCHINDLER, S. et al. Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 107–112, 2015.
- SILVA, R. A. et al. Avaliação da cobertura florestal na paisagem de mata Atlântica no ano de 2010, na região de ouro preto – MG. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 301–309, 2015.
- SOUZA, C. G. et al. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral - MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631–644, 2014.
- STEFANES, M. et al. Incorporating resilience and cost in ecological restoration strategies at landscape scale. **Ecology and Society**, v. 21, n. 4, 2016.
- SULIEMAN, H. M. Exploring drivers of forest degradation and fragmentation in Sudan: The case of Erawashda Forest and its surrounding community. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 895–904, 2018.
- TNC. **Restauração florestal de áreas de preservação permanente**. 1. ed. [s.l.: s.n.].
- TROLL, C. **Luftbildplan und ökologische Bodenforschung**. 1. ed. Berlin, Germany: Zeiss-Aerotopograph, 1939.
- TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857–874, 2005.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice pattern and process**. 1. ed. New York: New York Springer, 2001.

- UDDIN, K. et al. The changing land cover and fragmenting forest on the Roof of the World: A case study in Nepal's Kailash Sacred Landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 141, p. 1–10, 2015.
- URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, 2001.
- UTSUGI, E. et al. Hardwood recruitment into conifer plantations in Japan: Effects of thinning and distance from neighboring hardwood forests. **Forest Ecology and Management**, v. 237, p. 15–28, 2006.
- VALENTE, R. D. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, v. 62, p. 114–129, 2002.
- VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica do IPEF**, v. 196, p. 12, 2003.
- VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 6, p. 1408–1417, 2008.
- VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255–267, 2016.
- WILCOVE, D. S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience**, v. 48, n. 8, p. 607–615, 1998.
- Y JUÁREZ, A. E. I.; JIANG, Z. Flood exposure for vertebrates in China's terrestrial priority areas for biodiversity conservation: Identifying internal refugia. **Biological Conservation**, v. 199, p. 137–145, 2016.
- YANG, W. et al. Examining water quality effects of riparian wetland loss and restoration scenarios in a southern ontario watershed. **Journal of Environmental Management**, v. 174, p. 26–34, 2016.
- ZANELLA, L. et al. Atlantic forest fragmentation analysis and landscape restoration management scenarios. **Brazilian Journal of Nature Conservation Research Letters Natureza & Conservação ABECO Handling**, v. 10, n. 1, p. 57–63, 2012.
- ZHANG, J. et al. Critical thresholds in ecological restoration to achieve optimal ecosystem services: An analysis based on forest ecosystem restoration projects in China. **Land Use Policy**, 2018.