
ECOLOGIA

Laura Barbosa Vedovato

**Áreas prioritárias para conservação e
restauração da paisagem utilizando
multi-caminhos e informações de avifauna**



Rio Claro
2013

Laura Barbosa Vedovato

**Áreas prioritárias para conservação e restauração da
paisagem utilizando multi-caminhos e informações de
avifauna**

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências
da Universidade Estadual Paulista “Júlio
de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio
Claro, para obtenção do grau de
Ecóloga.

Rio Claro
2013

581.5 Vedovato, Laura Barbosa
V416a Áreas prioritárias para conservação e restauração da
paisagem utilizando multi-caminhos e informações de
avifauna / Laura Barbosa Vedovato. - Rio Claro, 2013
63 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) -
Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de
Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Ecologia vegetal. 2. Conectividade. 3. Hotspots. 4.
Resiliência da paisagem. 5. Cenários. 6. Biodiversidade. I.
Título.

Dedico este trabalho aos meus
amados: Pai, Mãe, Natália,
Vó Maria e Vô Bertino.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a minha família por todo apoio e incentivo que me deram, não deixando de acreditar na minha capacidade um só instante.

Ao meu orientador e professor Milton, por toda sua paciência e carinho ao ensinar e suas palavras de incentivo.

Às minhas companheiras de república, em especial, Matraca, Karen, Elaine, Tróia, com quem compartilhei momentos que me fizeram aprender e crescer muito como pessoa.

A todos os amigos que fiz em Rio Claro, em especial toda a turma ECO - 2008, com a qual vivenciei momentos únicos na minha vida e que ficarão guardados para sempre no meu coração.

A todos os professores do Departamento de Ecologia que compartilharam seus conhecimentos e experiências para o meu crescimento intelectual e também pessoal.

Ao Gambé pela ajuda e paciência quando estive longe do LEEC e precisei de apoio para a conclusão deste trabalho.

Ao Bernardo Brandão Niebuhr dos Santos e Isabella Fagundes pela revisão da versão final do trabalho.

Ao Vicente, por toda confiança e paciência pelas minhas ausências para o término deste “interminável” trabalho.

E a todos que de alguma forma contribuíram para o meu crescimento profissional e pessoal.

“Ecologia 2008 é um estado de espírito”

Isto sabemos.

Todas as coisas estão ligadas
como o sangue que une uma família...

Tudo o que acontece com a Terra,
acontece com os filhos e filhas da Terra.

O homem não tece a teia da vida;
ele é apenas um fio.

Tudo o que faz à teia,
ele faz a si mesmo.

TED PERRY em “A carta do cacique Seattle”

RESUMO

A perda de habitat e a fragmentação das paisagens comprometem a cada dia mais a biodiversidade do planeta. Estratégias para identificação de áreas-chaves para conservação e restauração de áreas ricas em biodiversidade se tornam, portanto, imprescindível para que o planejamento do manejo dessas paisagens seja bem-sucedido. Este estudo tem como objetivo propor um método transparente e replicável para escolha de áreas prioritárias para restauração tendo como etapas (a) identificação dos *hotspots* de biodiversidade regional; (b) identificação de áreas prioritárias para restauração que tenham maior potencial de aumento da conectividade dos fragmentos já existentes; (c) estimar a riqueza potencial de aves de sub-bosque antes e após a restauração, analisando o ganho de espécies para o cenário futuro. Para obter os corredores a serem restaurados em um cenário futuro, foi considerada uma abordagem de múltiplos corredores para conectar os principais fragmentos da região por meio de análises de multi-caminhos. Foram aplicados modelos de regressão disponíveis na literatura para quantificar a riqueza da paisagem considerando somente a área do fragmento selecionado como *hotspots*; a riqueza do *hotspots* somado aos corredores e a riqueza do *hotspots* somado a todos os fragmentos próximos em até 20m. Foi então computado o ganho de riqueza com a inserção de novos corredores para um cenário futuro. Como resultado teve-se que a restauração de corredores para o modelo de espécies com capacidade de utilizar corredores florestais foi o que obteve maior ganho potencial de riqueza de espécies de aves de sub-bosque. Métodos como a proposta neste estudo podem contribuir para se garantir uma melhor relação custo/benefício para projetos de planejamento da conservação e restauração de paisagens, aumentando as chances de melhores resultados para a manutenção da biodiversidade.

Palavras-chave: conectividade; *hotspots*; resiliência da paisagem; cenários; biodiversidade; riqueza de espécies.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation of landscapes endanger the planet's biodiversity. Strategies for identify priority areas for conservation and restoration of biodiversity rich areas becomes essential for the planning of the management of these landscape become successful. This study aims to propose a novel, transparent and replicable method for choosing priority areas for restoration, and includes the following steps: (a) identification of regional biodiversity hotspots for conservation; (b) identification of priority areas for restoration with the greatest potential to increase the connectivity of the fragments already existing; (c) estimate the potential richness of understory birds before and after restoration, analyzing the gain of species for the future scenario. In order to identify the corridors to be restored in a future scenario we considered the approach of multiple corridors, which aimed to connect the main fragments within the region through analysis of multi-paths. Already existing regression models were applied to estimate the richness of the landscape considering three models: a) species richness as a function of patch area of the fragment selected as hotspots; b) richness as a function of areas connected by structural corridors and c) connected area for species which are able to access nearby fragments within 20m. The gain of species for future scenario which consider the potential restoration of selected areas was estimated. Based on our results we observed that species that use corridors showed the highest increment of species richness of understory birds. As a result it had to restore corridors to model species with the ability to use forest corridors was the highest gain potential species richness of understory birds. The methods proposed method in this study appears provide new ways to ensures a better cost / benefit relationship for restoration projects by increasing the chances of better reach high levels of maintenance of biodiversity.

Key-words: connectivity; *hotspots*; landscape resilience; scenario; biodiversity; species richness.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
1.1 Fragmentação da paisagem.....	10
1.2 Conservação da biodiversidade	11
1.3 Restauração da paisagem	13
1.4 Legislação no Brasil	14
1.5 Importância de protocolos ecologicamente calibrados.....	16
2. OBJETIVOS	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Área de estudo	19
3.2 Fluxograma do estudo	21
3.3 Mapeamento da cobertura vegetal e uso do solo.....	22
3.4 Reclassificação – floresta e matriz	23
3.5 <i>Hotspots</i> para conservação (HSC).....	24
3.6 Mapas de superfície de resistência e caminho de menor custo	26
3.7 Simulação de corredores utilizando multi-caminhos.....	29
3.8 Estimando a riqueza de aves de sub-bosque.....	30
3.8.1 Cálculo da riqueza do fragmento.....	30
3.8.2 Cálculo da riqueza do CA000.....	31
3.8.3 Cálculo da riqueza do CA020.....	31
3.8.4 Modelos de regressão para estimar riqueza de aves	32
3.9 Estimativa do ganho de riquezas	33
4. RESULTADOS	34
5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES	48

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
7. ANEXO I	59

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade vem sendo afetada pelas ações humanas de várias maneiras como a caça, poluição de ambientes naturais, introdução de espécies exóticas causando extinções de diversas espécies Wilcox & Murphy (1985). Todavia, a principal ameaça à biodiversidade é a perda e a fragmentação de habitat (FAHRIG, 2003, 2013) principalmente em florestas tropicais. As florestas tropicais são as regiões mais diversas e ecologicamente mais complexas, comportando aproximadamente metade das formas de vida presentes nos ambientes terrestres e ocupando menos de 10% desta superfície (WHITMORE, 1997). Devido a essas enormes pressões antrópicas nos ambientes naturais, a necessidade de proteção dos recursos naturais e do uso sustentável da diversidade biológica se torna cada vez mais relevante (RANDS *et al.*, 2010).

Entretanto, a identificação de áreas chaves para conservação, restauração e conexão dos fragmentos na paisagem não é tarefa fácil, em particular se levarmos em conta os efeitos da matriz de entorno desses fragmentos e o elevado custo para restaurar e conservar. Dessa maneira, é essencial desenvolver análises bem estruturadas e que sejam funcionais, adotando métodos ecologicamente calibrados, aumentando-se, assim o potencial das áreas elegidas para protegerem e conservarem a biodiversidade. Investimentos com objetivo de restaurar áreas visando à proteção da biodiversidade são escassos, principalmente em países em desenvolvimento e que são considerados megadiversos, como é o caso de diversos países tropicais como o Brasil (MARGULES & PRESSEY, 2000). Portanto é de grande importância definir com critérios bastante rigorosos quais são as áreas prioritárias para cada tipo de ação, buscando-se maximizar a relação custo (investimento)- benefício (retorno para a biodiversidade). Para isso, a Fundação de Apoio a Pesquisa criou o programa BIOTA-FAPESP para (a) caracterizar e inventariar a biodiversidade do estado de São Paulo; (b) avaliar os efeitos das dimensões humanas na conservação da biodiversidade; (c) priorizar áreas para restauração buscando o equilíbrio com o uso sustentável. Esforços realizados pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, universidades e ONGs, resultaram na elaboração de mapas com áreas prioritárias para restauração e conservação do Estado (JOLY *et al.*, 2010). Embora os produtos do Biota-FAPESP tenham priorizado cada região em uma escala de Estado, há necessidade de se refinar e de se reavaliar as prioridades em um escala mais regional, como município ou sub-bacia. Todavia não há um

método que seja consenso para essa finalidade, e a maioria das estratégias disponíveis são baseadas ou em dados empíricos para alguns fragmentos apenas, ou análises puramente estruturais da paisagem e meio físico, sem avaliar de forma explícita dados de biodiversidade.

O presente estudo propõe um novo método para escolhas de áreas prioritárias para conservação e restauração da paisagem, visando (1) identificar os *hotspots* de biodiversidade em escala regional; (2) identificar áreas para restauração com maior potencial para aumento da conectividade dos fragmentos já existentes; (3) estimar a riqueza potencial de aves antes e após a restauração, analisando-se o ganho de espécies para o cenário futuro. O estudo vai além de análises estruturais, uma vez que foram utilizados nas análises modelos ecologicamente calibrados para aves de sub-bosque. Com isto foi possível estimar-se, com base nos modelos de área e conectividade, qual a riqueza atual e futura, considerando-se o cenário atual de cobertura vegetal e uso do solo, e um cenário futuro considerando a restauração de áreas-chave para formação de corredores ecológicos.

1.1 Fragmentação da paisagem

O tamanho dos fragmentos vegetacionais tendem a influenciar o tamanho das populações de espécies ali existentes, sendo que quanto maior o fragmento menor a chance de extinção das espécies devido à maior quantidade de recursos disponíveis na área (SHAFFER, 1981; GILPIN e SOULÉ, 1986). Também, quanto maior o fragmento maior a probabilidade de este possuir uma área central, menos influenciada pelo entorno, sendo assim é capaz de abrigar mais espécies que são dependentes de habitats pouco perturbados (SAUNDERS *et al.*, 1991; HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992).

Estudos mostram que fragmentos pequenos, dependendo do contexto, também podem manter alta biodiversidade (PARDINI *et al.*, 2005; MARTENSEN *et al.*, 2008, 2012). Os pequenos fragmentos possuem ainda a função de facilitar o deslocamento dos organismos pela paisagem, funcionando como “trampolins ecológicos” (do inglês “*stepping stones*”) entre fragmentos maiores (UEZU, 2008). Porém, outros estudos mostram que o desaparecimento de espécies está relacionado à limitação de deslocamento em uma paisagem com fragmentos

pequenos e muito isolados, o que pode influenciar em diversos processos ecológicos como a polinização e a dispersão de sementes por agentes bióticos, causando alterações na comunidade vegetal e gerando um desequilíbrio nos processos ecológicos (GHAZOUL, 2005). A manutenção ou aumento da conectividade da paisagem por meio de ações de restauração dos remanescentes é uma alternativa para se mitigar os efeitos da fragmentação, permitindo ou aumentando a chance de que os organismos circulem entre os fragmentos, aumentando a disponibilidade de recursos e manutenção dos processos ecológicos.

1.2 Conservação da biodiversidade

O Brasil com sua imensa riqueza de espécies e elevado grau de endemismo está na lista dos países mais importantes para a conservação das espécies em âmbito global (MYERS *et al.*, 2000; LOVEJOY, 2005; MITTERMEIER *et al.*, 2005). Regiões como a Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009) e o Cerrado (KLINK e MACHADO, 2005) são consideradas como *hotspots* de conservação e se encontram em elevado grau de degradação (MITTERMEIER *et al.*, 2005). Estudos mostram que em regiões com habitats entre 20 e 30% de vegetação remanescente, a disposição espacial desses e a conectividade entre eles são particularmente importantes para a sobrevivência das espécies e manutenção da biodiversidade (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; MARTENSEN *et al.*, 2012). Em algumas situações a conectividade pode ser até mais importante que o tamanho dos fragmentos, como em casos em que pequenos fragmentos localizam-se próximos de grandes (METZGER, 2000) ou em casos em que a matriz é altamente permeável (PARDINI, 2004; FARIA *et al.*, 2006).

Martensen *et al.* (2012), estudou aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica e observou que com níveis intermediários de cobertura (i.e. 30%) a conectividade funcional foi significativamente mais importante do que o tamanho das manchas. Assim, a diminuição de espécies pela perda de habitat é maior em paisagens menos conectadas quando comparadas com paisagens bem conectadas (METZGER, 2006; MARTENSEN *et al.*, 2012). Já o estudo de Kremer *et al.* (2008) mostra a importância da abordagem de diversos táxons para escolha de áreas prioritárias para conservação. Seu estudo foi realizado em Madagascar, reconhecido como *hotspot* de biodiversidade e possui endemismos que diferem em vários grupos

taxonômicos. O estudo mostrou a importância da abordagem multitaxonômica para identificação de áreas mais susceptíveis para a permanência das espécies e identificação das áreas ideais para o governo restaurar e conservar.

Segundo Boscolo *et al.* (2008), que realizou experimentos com Arapaçu-rajado (*Xiphorhynchus fuscus*) em uma área da Mata Atlântica, observou que essa espécie é capaz de se movimentar entre fragmentos, porém essa capacidade é limitada pelo aumento da distância entre as manchas vegetacionais. Distâncias maiores que 100 metros só conseguem ser superadas pela espécie com auxílio de *stepping-stones*, os quais proporcionam um aumento da conectividade entre fragmentos. Outro estudo com aves na mesma região realizado por Awade e Metzger (2008), com *Thamnophilus Caerulescens* e *Basileuterus culicivorus*, mostram que a distância entre manchas vegetacionais influencia na dispersão dessas aves. Os autores observaram que em alguns casos distâncias superiores a 40 m reduzem a probabilidade dos indivíduos em se movimentarem entre manchas de habitat para menos da metade.

Estudando mamíferos de pequeno porte no mesmo bioma, Bueno (2008) constatou que a quantidade de remanescentes que circundam as manchas de floresta é de grande importância para a sobrevivência de espécies em paisagens fragmentadas. Regiões com mais de 30% de remanescente no entorno do fragmento alvo tem maior chance de garantir a persistência e equilíbrio populacional de mamíferos de pequeno porte endêmicos de ambientes florestais. Em paisagens com menos de 10% de ambientes florestais a perda de espécies endêmicas de pequenos mamíferos pode chegar até 75%. Isso foi confirmado por Pardini *et al.* (2010), que observou para o mesmo grupo que paisagens com 10% e 50% de habitat o tamanho do fragmento não foi importante, e que para fragmentos imersos em paisagens com 30% de floresta a relação riqueza de espécies-área foi confirmada.

Os estudos citados acima enfatizam como as características espaciais dos fragmentos como tamanho, quantidade de habitat no entorno e conectividade entre os fragmentos são importantes fatores para se explicar a riqueza de espécies, abundância e composição dos vários táxons. A redução dos fragmentos pode reduzir a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies, influenciando nas probabilidades locais de extinção (DEBINSKI & HOLT, 2000; BOWMAN *et al.*, 2002), colocando a comunidade regional em risco. Por isso, a conectividade é de fundamental importância para a manutenção de populações em ambientes fragmentados

(LEVINS, 1969; FAHRIG & MERRIAM, 1985; HANSKI & SIMBERLOFF, 1997), já que garante que as espécies persistam na paisagem. Mesmo com extinções locais ocorrendo em fragmentos específicos, estas podem ser compensadas pela imigração de indivíduos de fragmentos próximos, mantendo-as funcionalmente conectadas.

1.3 Restauração da paisagem

A restauração de florestas é uma prática que deve ser planejada de forma a abranger todos os aspectos do ecossistema. Estudos de monitoramento de áreas reflorestadas (SIQUEIRA, 2002; SOUZA & BATISTA, 2004) mostraram que estas podem não ser autossustentáveis, já que possuem baixa diversidade de espécies arbóreas. Isso sugere que a restauração estrutural (plantio de árvores ou revegetação) não é garantia de recuperação da diversidade vegetal e funcional, muito menos dos processos ecológicos (GANDOLFI *et al.*, 2007a,b; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2009). É importante que nos processos de restauração seja utilizada uma alta diversidade florística e genética e que sejam incluídas outras formas de vida para garantir o sucesso da restauração dos processos ecológicos em ecossistemas florestais (VIANI, 2005; VIANI & RODRIGUES, 2007). O uso de espécies vegetais que pertençam a diferentes formas de vida, além das do estrato arbóreo-arbustivo, como lianas e herbáceas são essenciais para a criação de uma estrutura que mais se aproxime a estruturas encontradas em florestas tropicais (KAGEYAMA *et al.*, 2003; SOUZA & BATISTA, 2004).

Ações de restauração no Brasil passaram a ser implementadas no final da década de 1980 e ainda estão em processos de avaliação devido a sua pouca idade (MELO & DURIGAN, 2007). Aplicações dos estudos e monitoramento a fim de quantificar os benefícios ambientais trazidos pela restauração das áreas degradadas são de fundamental importância para um melhor entendimento dos processos de recolonização e restabelecimento das comunidades vegetais e animais e todos os processos envolvidos, proporcionando investimentos que tenham maior certeza de retorno para a biodiversidade. Rodrigues *et al.*, (2011) compararam diferentes estratégias de restauração ecológica para grandes propriedades de monocultura como cana-de-açúcar e para pequenas propriedades com variedades de culturas. Apesar das diferenças no uso e ocupação das matas ripárias, a revegetação com espécies nativas foi o qual apresentou resultados

mais satisfatórios, considerando que a área possui baixa capacidade de resiliência. Para escalas mais amplas (p.ex. de bioma), Tambosi *et al.*, (2013) propuseram uma abordagem multi-escala baseado nos atributos de quantidade de habitat e conectividade na paisagem para definir as áreas prioritárias para restauração. Paisagens com quantidade intermediária de habitat (i.e. >20 e <50% de habitat) e com maiores níveis de conectividade foram consideradas mais resilientes, portanto com altas possibilidades de eficácia na restauração, sendo consideradas como prioritárias para tal. O método que utilizaram para encontrar as áreas prioritárias consiste em combinar a quantidade de habitat na escala local (i.e. paisagens ou hexágonos de 5,000 ha) e conectividade com as paisagens (hexágonos) vizinhas, utilizando os conceitos da ecologia da paisagem para identificar paisagens com resiliência intermediária baseada na quantidade de habitat, teoria da percolação e conectividade da paisagem. Isto resultou na classificação das paisagens candidatas, de acordo com sua função para servirem como corredores, e potencialmente minimizar os efeitos de gargalo genético em uma escala mais ampla. Todas as análises realizadas por Tambosi *et al.*, (2013) foram baseadas na teoria dos grafos (SAURA & PASCUAL-HORTAL, 2007). Estudos metodológicos como esses permitem a definição de áreas prioritárias para a restauração e conservação, sendo fundamentais para otimizar a relação de custo e benefício aos projetos de restauração.

1.4 Legislação no Brasil

Para proteger seu patrimônio ambiental, o Brasil dispõe do Direito Ambiental Brasileiro, o qual é composto pela Constituição Federal, a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente e o Código Florestal. Juntos, tais instrumentos constituem uma das legislações mundiais mais eficientes para proteger sua biodiversidade nacional. O Código Florestal foi criado em 1934 (Decreto 23.793) e atualizado em 1965 (Lei nº4.771). Esse último passou a ser modificado em 1996 por Medidas Provisórias até ser totalmente reformulado em outubro de 2012 e se transformar no Novo Código Florestal (Lei 12.651), o qual define principalmente que a vegetação brasileira em propriedades privadas rurais será protegida pelas Áreas de Preservação Permanente (APP) e pelas Reservas Legais (RL). De acordo com o artigo 12 da Lei, a RL deve ter a quantidade mínima de 80% na propriedade rural situada em área de floresta localizada na Amazônia Legal; 35% na propriedade rural situada em área de cerrado localizada na Amazônia

Legal, 20%, na propriedade rural situada em área de floresta ou outras formas de vegetação nativa localizada nas demais regiões do País. A localização da área de Reserva Legal dentro do imóvel rural deve levar em consideração o plano de bacia hidrográfica; o Zoneamento Ecológico Econômico; a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com Área de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida; áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade e áreas de maior fragilidade ambiental. As Áreas de Preservação Permanente podem entrar no computo da porcentagem de Reserva Legal se não implicar na conversão de novas áreas para uso alternativo do solo, se a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação (necessária a comprovação do proprietário ao órgão estadual integrante do Sisnama), e o proprietário ou possuidor tenha requerido inclusão do imóvel no Cadastro Ambiental Rural –CAR.

Embora a disposição das RL possa ocorrer em várias posições do espaço, o efeito de sua localização pode ter efeito direto sobre a biodiversidade em escalas locais e regionais. Desta forma, os princípios da ecologia de paisagem podem ser utilizados como norteadores da disposição das RL, de modo a maximizar algumas características da estrutura espacial dos remanescentes que promovem a manutenção da flora e da fauna. Segundo Metzger (2001) a ecologia da paisagem pode ser dividida em uma ecologia mais humana, a qual é voltada para as interações do homem com seu ambiente, sendo que a paisagem é vista como fruto da interação da sociedade com a natureza, e a ecologia espacial, a qual é voltada pela forma como a heterogeneidade se expressa espacialmente. O mesmo autor diz que a ecologia de paisagens ao colocar o homem no seu sistema de análise, considerando interações espaciais entre unidades culturais e naturais, adota uma perspectiva correta para propor soluções aos problemas ambientais.

A reserva legal tem como objetivo original garantir uma reserva mínima de recursos florestais em áreas de colonização mais antiga, e conseqüentemente mais desmatadas, como lenha, carvão e madeira para serem utilizados na propriedade e abastecimento dos mercados locais. Em áreas ainda não desbravadas, o objetivo é de controlar os desmatamentos e assegurar a exploração sustentável da floresta em longo prazo (MERCADANTE, 2001).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, também é um importante instrumento legal para a proteção e conservação da biodiversidade. Ele é o conjunto de unidades

de conservação (UC) federais, estaduais e municipais, sendo composto por 12 categorias que se distinguem quanto à forma de proteção e usos permitidos: aquelas que precisam de maiores cuidados pela sua fragilidade e particularidades e as que podem ser utilizadas de forma sustentável e conservadas ao mesmo tempo. O SNUC foi concebido de modo a potencializar o papel das UCs, de modo que elas sejam planejadas e administradas de forma integrada uma com as outras, assegurando que amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas estejam adequadamente representadas no território nacional e nas águas jurisdicionais (BRASIL, 2000).

1.5 Importância de protocolos ecologicamente calibrados

A utilização de informações referentes a táxons de uma paisagem estudada é fundamental para se implementar um quadro metodológico calibrado, capaz de mostrar a real situação de restauração e conservação da paisagem. A partir de protocolos calibrados para uma área específica, é possível com base na quantidade de habitat e conectividade encontrar áreas prioritárias para a restauração e conservação com altas chances de sucesso para a manutenção da biodiversidade com um melhor custo/benefício. Visando a elaboração de um método com base nesses critérios, capaz de trazer maiores benefícios para a biodiversidade de uma paisagem, foi realizado este trabalho.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo é propor um método transparente e replicável para escolher áreas prioritárias para restauração, visando maximizar o ganho potencial para a manutenção da biodiversidade. A proposta contempla três etapas principais: (1) identificar os *hotspots* de biodiversidade em escala regional; (2) identificar áreas para restauração com maior potencial para aumento da conectividade dos fragmentos já existentes; (3) estimar a riqueza potencial de aves antes e após a restauração, analisando-se o ganho de espécies para o cenário futuro. A seleção dos corredores a serem restaurados considerou uma abordagem de múltiplos corredores para se conectar os principais remanescentes da região, por meio de análises multi-caminhos. Para tanto foram realizadas as seguintes etapas:

- a) Mapeamento de uso e cobertura da área de estudo;
- b) Reclassificação em área florestada e matriz;
- c) Identificação das áreas com maior potencial para conservação da biodiversidade (*hotspots regionais*);
- d) Identificação das áreas com elevado grau de conectividade entre os fragmentos da paisagem;
- e) Aplicação da abordagem de múltiplos caminhos (*multi-path*) para identificação dos múltiplos corredores entre os *hotspots* da paisagem;
- f) Identificação da rota de menor custo (*least cost path*) entre os *hotspots*;
- g) Aplicação das estimativas de riqueza de espécies de aves de sub-bosque (MARTENSEN *et al.*, 2012) para simulações somente da área do fragmento, fragmento somado a corredores e fragmentos somado a outras manchas que estejam próximas em até 20 metros;
- h) Aplicação das simulações no cenário atual e no cenário com a restauração da paisagem.

A hipótese nula do estudo é que não haverá acréscimo significativo da riqueza das espécies aves na escala da paisagem entre o cenário atual e cenário futuro (simulados), que prevê a restauração de corredores ecológicos para unir as principais manchas de habitat florestal da região.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma paisagem de 1600 km² que envolve o município de Rio Claro, Bacia do Corumbataí, São Paulo, entre as coordenadas 22°12'S e 22°34'S de latitude, e 47°47'W e 47°25'W de longitude (Figura 1). A paisagem apresenta aproximadamente 20% de áreas florestadas. A maior parte dos fragmentos florestais possui tamanho inferior a 100 ha, com poucos fragmentos maiores com tamanhos entre 100 e 600 ha. As principais atividades agropecuárias da região incluem o plantio de cana-de-açúcar e cítricos e pastagens. Próximo à área urbana encontra-se a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, cuja área é de 2300 ha compostos por vegetação nativa e reflorestamento com espécies de eucaliptos.

Rio Claro está inserido no compartimento geomorfológico denominado Depressão Periférica Paulista, sendo que o relevo é predominantemente plano e a maior parte da vegetação natural é composta por cerrado e floresta estacional semidecidual, localizando-se em uma área de transição do bioma de Mata Atlântica e o de Cerrado (ALVES *et al.*, 2010). O clima, segundo a classificação de Koeppen, é Cwa. Possui duas estações bem definidas, com estiagens nos meses de inverno (junho a setembro), o qual é seco e frio e chuvas nos meses de verão (dezembro a março) o qual é úmido e quente. Sua média de pluviosidade é de 1400 mm por ano.

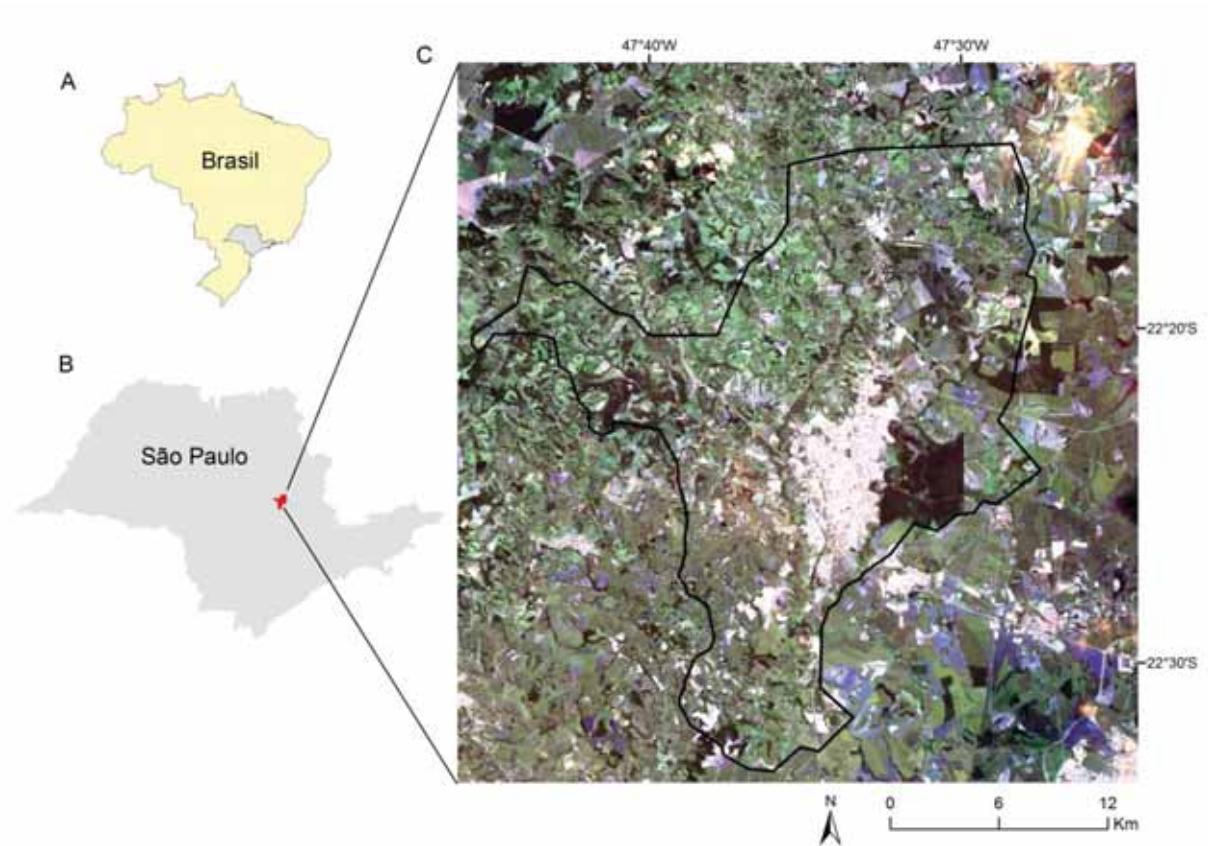


Figura 1. Localização da área de estudo na região de Rio Claro no Estado de São Paulo (B). Em detalhe (C) está apresentada a imagem do satélite ALOS da região, bem como o limite do município de Rio Claro (limite em preto).

3.2 Fluxograma do estudo

O fluxograma apresentado na Figura 2 ilustra as etapas utilizadas no estudo para alcançar os objetivos. Partiu-se de uma paisagem definida e a partir dela foi realizado mapeamentos para identificar o uso do solo da região e quantidade de habitat na paisagem. Com essa informação foi possível identificar os *hotspots* para conservação, e traçar os multi-caminhos entre estes, para dessa forma avaliar as melhores rotas e que potencialmente proporcionem maior riqueza de espécies de aves para os diferentes cenários. Os procedimentos para tal estão detalhados nos próximos itens.

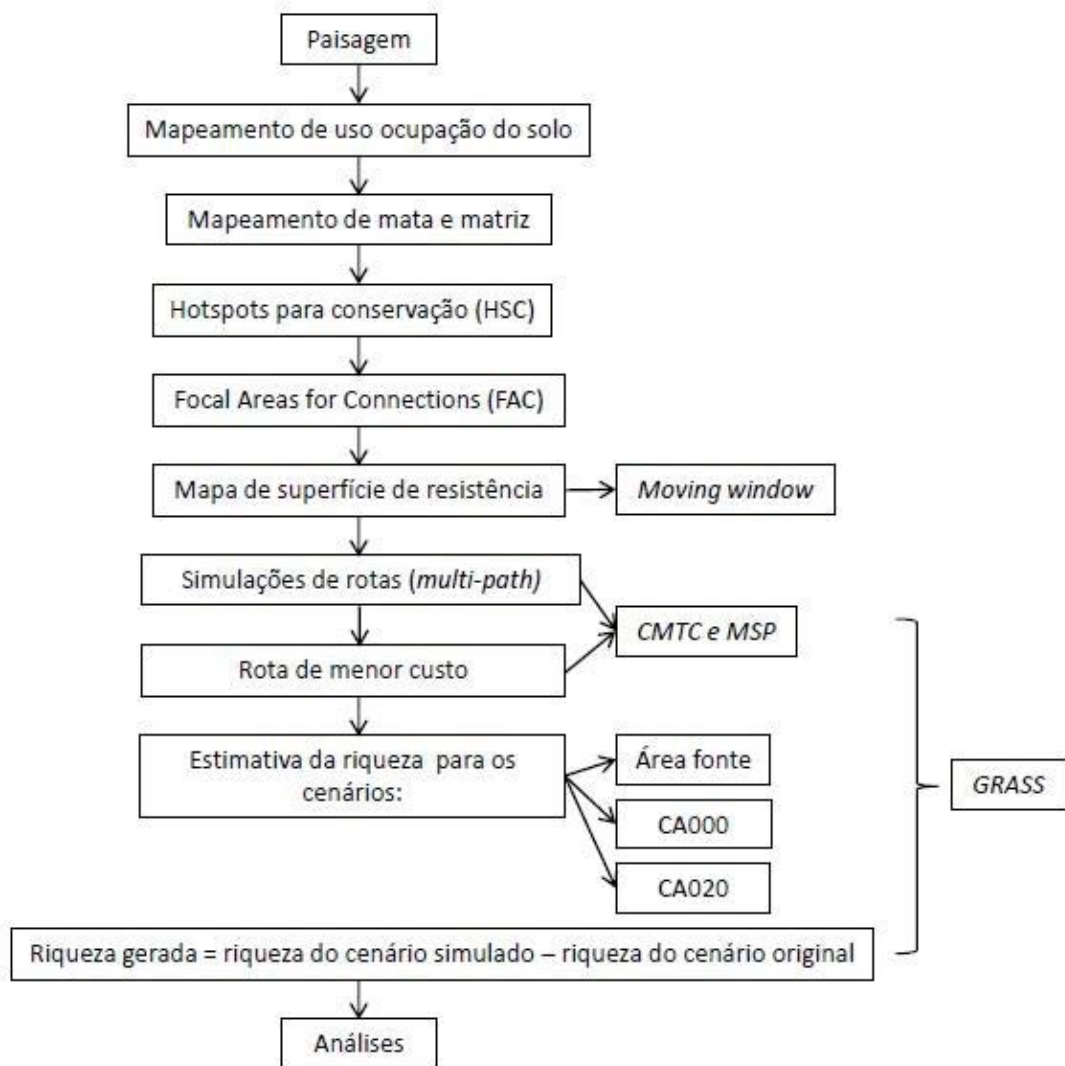


Figura 2. Fluxograma representando as etapas realizadas no estudo.

3.3 Mapeamento da cobertura vegetal e uso do solo

O mapeamento de uso do solo (Figura 3) foi realizado por meio de interpretação visual de imagens de alta resolução (5m) referentes ao ano de 2010, sendo utilizada a escala 1:10.000 nesta etapa. Tais imagens foram obtidas com auxílio do programa Google Earth Pro, e posterior correção geométrica pelo software ArcGIS 9.3. Nesse mesmo software as imagens foram digitalizadas como polígonos, sendo as mesmas classificadas nas seguintes classes de cobertura vegetal e uso do solo: água, cana-de-açúcar, citrus, pasto, pasto sujo, silvicultura, mata avançada, mata média, mata inicial, mineração, área de várzea, instalações rurais, área urbana e estrada. O Anexo I apresenta uma ilustração de amostras de cada tipo de cobertura e uso do solo, bem como uma descrição detalhada dos mesmos.

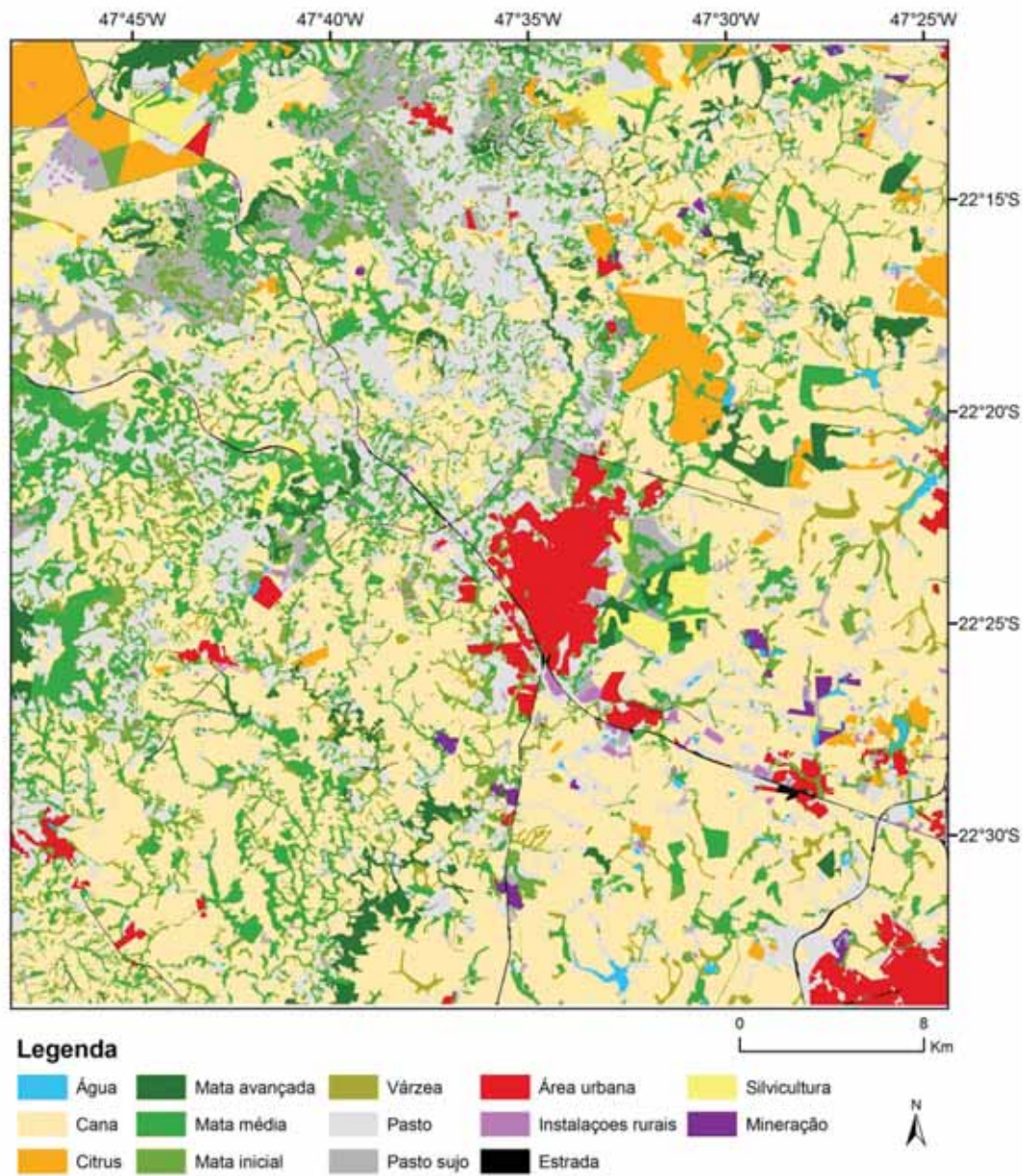


Figura 3. Cobertura vegetal e uso do solo da região de Rio Claro, São Paulo, Brasil.

3.4 Reclassificação - floresta e matriz

O mapa gerado na etapa anterior foi reclassificado em duas classes para simplificar o processo de análise. Dessa forma, as seguintes classes foram consideradas como área florestada:

mata avançada, mata média e mata inicial. As demais classes foram reclassificadas como matriz. (Figura 4).

3.5 Hotspots para conservação (HSC)

Na literatura o termo *hotspots* refere-se a áreas ameaçadas pela perda de habitat e que possuem alta biodiversidade e concentração de espécies endêmicas (MYERS, 2000). Entretanto, no escopo deste estudo, propomos utilizar o termo *hotspots para conservação* (HSC) como as áreas que possuem uma quantidade de habitat significativa na paisagem, podendo servir como área fonte de biodiversidade. Em tais áreas é provável de se encontrar as espécies mais sensíveis a perturbação. Na área de estudo existem aproximadamente 4140 fragmentos de floresta, independente do estágio sucessional ou nível de conservação, sendo que desses apenas 140 (3,4%) são superiores a 50 ha, e 51 (1,2%) acima de 100 ha. Neste estudo, os HSC foram definidos como sendo os 30 maiores fragmentos da região, todos com mais de 100 ha (Figura 4). A soma de área dos HSC é de aproximadamente 9300 ha, o que equivale a 5,5% da área de estudo e 26,5% em relação aos fragmentos florestais.

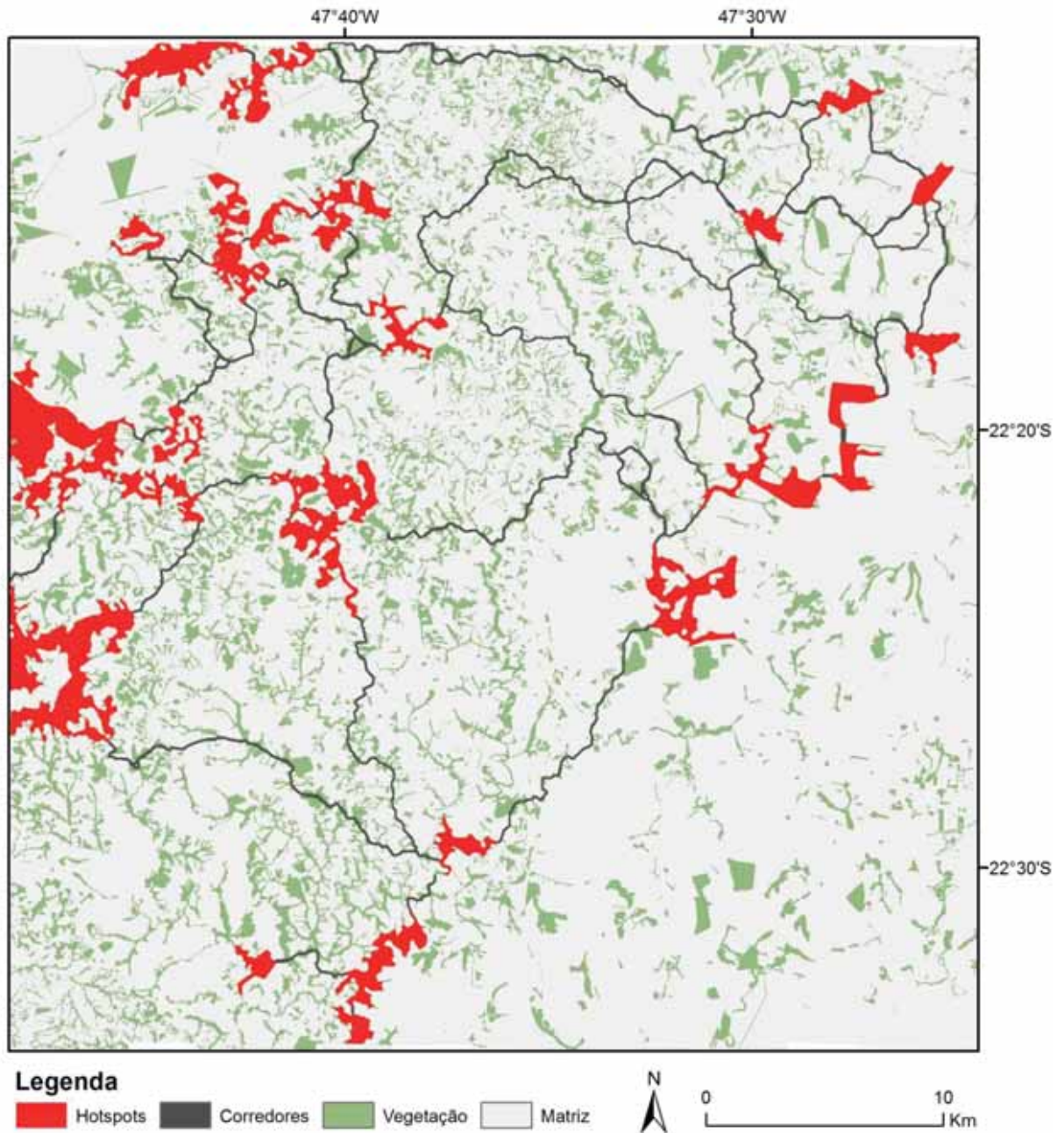


Figura 4. Reclassificação em floresta e matriz com os HSC (em vermelho) e potenciais corredores ecológicos a serem mantidos ou restaurados para aumentar a conectividade da região Rio Claro, SP, Brasil.

3.6 Mapas de superfície de resistência e caminho de menor custo

A distância Euclidiana é a medida da distância linear entre dois pontos ou locais de interesse. Quanto mais distantes duas manchas na paisagem, mais difícil se torna para uma espécie cruzar esse espaço já que diminui a conectividade e consequentemente o número de espécies compartilhadas pelas duas manchas. Estudos da paisagem utilizam essa medida como sendo uma das explicações para se entender a relação entre padrões espaciais e processos ecológicos (FORTIN E DALE, 2005). A própria Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR E WILSON, 1967) utiliza a distância Euclidiana como uma das hipóteses para explicar o padrão de distribuição de espécies. Com o desenvolvimento das ferramentas de SIG (Sistema de Informações Geográficas) e o avanço da ciência, percebeu-se que a distância Euclidiana, embora essencial para se compreender a distribuição da biodiversidade em alguns ecossistemas, não é capaz de explicar todos os padrões presentes na natureza. Assim, teve início a alternativa de atribuir pesos (níveis de resistência) para cada elemento da paisagem. Esse método é conhecido como caminho de menor custo (*Least Cost Path*; RAYFIELD, 2010). A partir desse método é possível atribuir maiores resistências para classes de coberturas que possuem efeito negativo sobre o processo (matriz) e menores resistências para coberturas que possuem efeito positivo (área com vegetação). Esse método nos fornece subsídios para identificar uma rota específica (*Least Cost Path*) entre alvos (geralmente manchas de habitat) pareados. A figura 5 ilustra o procedimento para se obter o mapa de superfície de resistência.

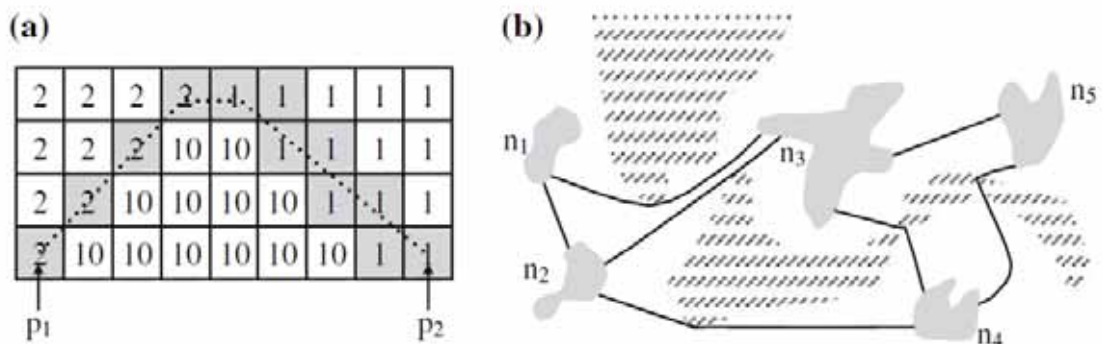


Figura 5. Diferentes pesos de resistência para feições distintas em uma paisagem com suas rotas de menor custo (a). Fragmentos (n1 a n5) são combinados em pares distintos, mostrando que

difícilmente passam pela região hachurada, a qual possui um maior custo. Fonte: Adaptado de Fall *et al.* (2007).

O mapa de superfície de resistência é gerado com base na porcentagem de habitat que existe na área, sendo que quanto menor a porcentagem de habitat maior será o custo. Para tal resultado foi utilizada a ferramenta *moving window* do software ArcGIS 9.3, a qual se baseia em um pixel e analisa seu entorno para atribuir valores de resistência na área. É necessário escolher uma escala que nos mostre uma melhor conectividade entre os fragmentos, neste caso foi escolhida a escala de 100m. As figuras a seguir (6.A - 6.D) são exemplos da aplicação da ferramenta a partir do mapa base para diferentes escalas.

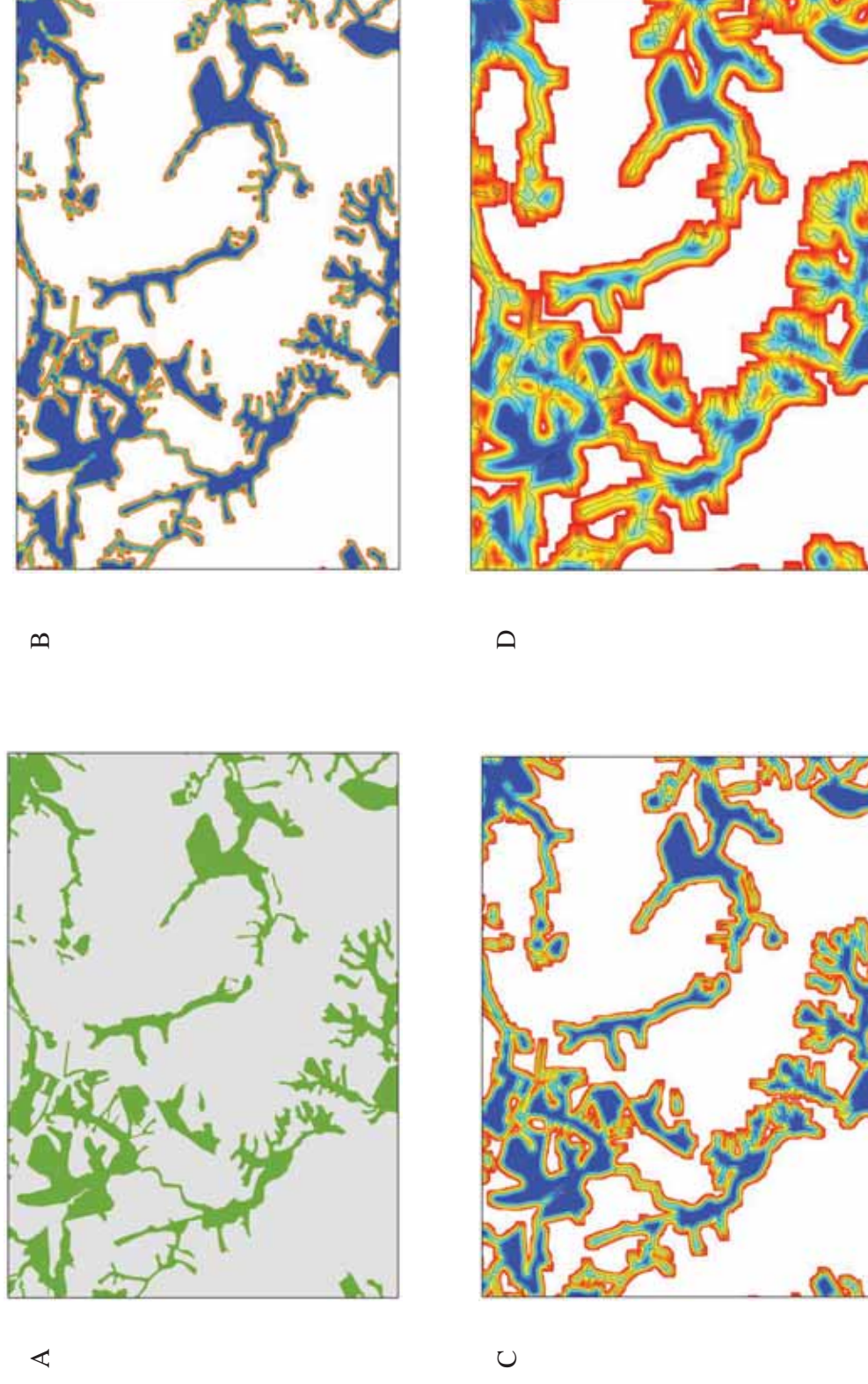


Figura 6. No painel A está apresentado um mapa cobertura florestal (em verde) e matriz (cinza); em B, C e D são apresentados resultados de *moving window* que estimou a quantidade de habitat florestal para as escalas de 25, 50 e 100 m, respectivamente.

3.7 Simulação de corredores utilizando multi-caminhos

Como na natureza nem sempre existe uma única rota de menor custo, Pinto e Keitt (2009) desenvolveram o programa LORACS, o qual é capaz de traçar várias rotas entre uma área fonte e uma área alvo. O programa oferece uma flexibilidade ao algoritmo do *Least Cost Path* sem que este aumente significativamente o custo final da rota. A partir de pares de *hotspot* e do mapa de resistência, o LORACS é capaz de gerar os potenciais corredores. Para este trabalho foram geradas 300 simulações de rotas potenciais para cada par de *hotspots* (Figura 7).

Como o processamento de toda a paisagem é muito pesado, foi realizada uma adaptação do LORACS para o software GRASS, para que assim fosse possível realizar os multi-caminhos para toda a área.

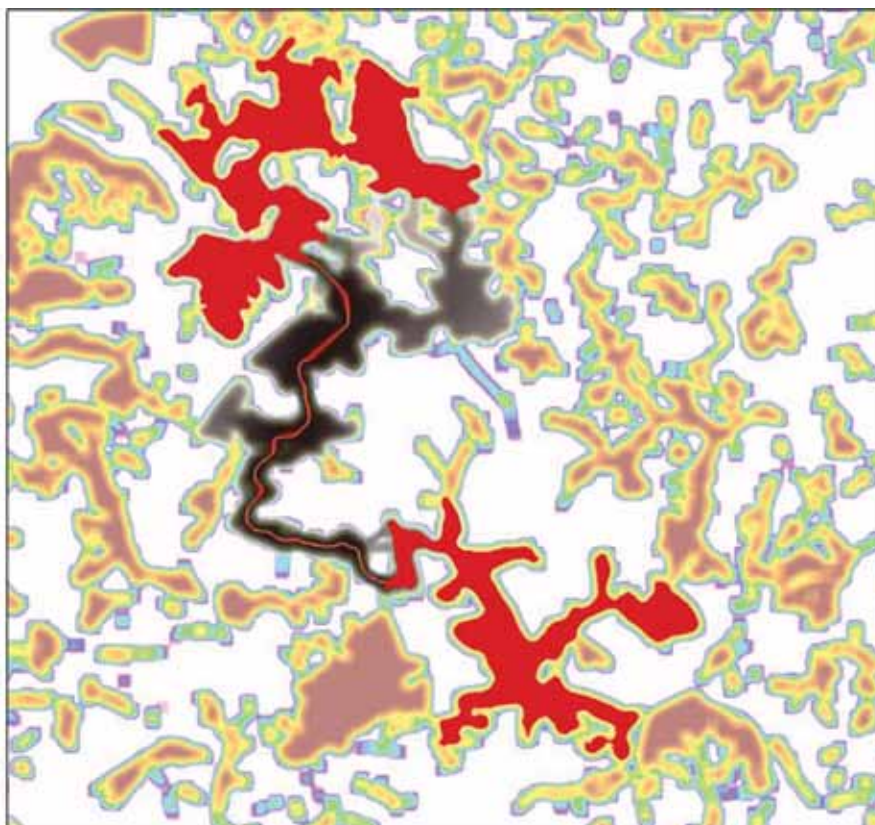


Figura 7. Exemplo das simulações de corredores (caminhos em tons de cinza) entre um par de *hotspots* (polígonos em vermelho), e o corredor com menos custo

(linha vermelha). Como pano de fundo está apresentado o resultado de um *moving window* em que cores quentes referem-se a maiores proporção de habitat, e cores frias baixa quantidade de vegetação.

3.8 Estimando a riqueza de aves de sub-bosque

Com as simulações dos corredores e com os HSC, foi possível calcular o ganho de riqueza de espécies de aves de sub-bosque na paisagem para diferentes cenários. As etapas para tal estão detalhadas abaixo.

3.8.1 Cálculo da riqueza do fragmento

Para calcular a riqueza do fragmento isolado, erodimos 30 metros ao entorno dos fragmentos para eliminarmos os corredores ligados a eles. Com fragmentos erodidos e livres dos corredores dilatamos mais 30m para voltar o tamanho original do fragmento e calcularmos somente a sua riqueza (Figura 8).

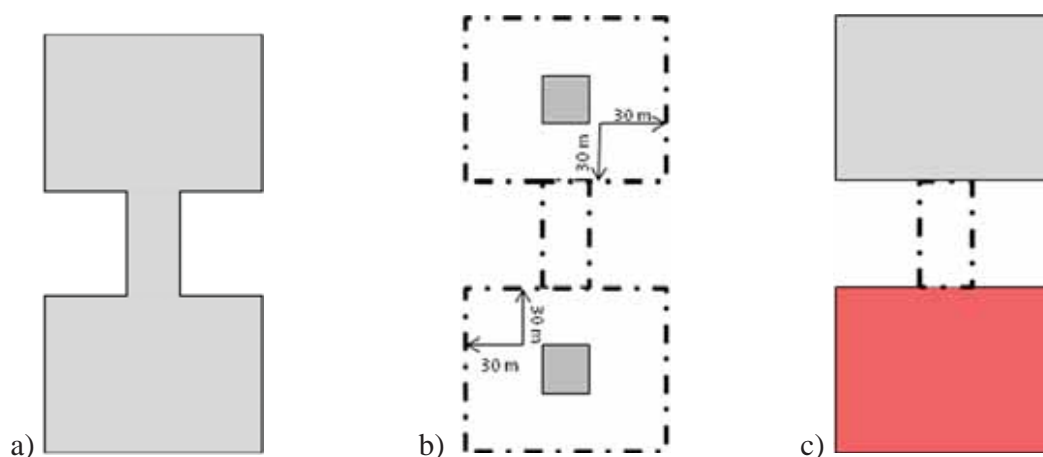


Figura 8. Em (a) fragmento total. Em (b) fragmento com 30m a menos de raio. Em (c) os fragmentos do tamanho original separados e sem influência do corredor. A cor vermelha em (c) refere-se a área do fragmento, desconsiderando-se a área conectada por corredor.

3.8.2 Cálculo da riqueza do CA000

Esse cálculo refere-se à riqueza do fragmento ligado ao corredor (i.e. CA000; ver Martensen et al. 2012 para detalhes). Para tal, fizemos um *clump* da área para unirmos os fragmentos com os corredores. Depois de unidos, subtraímos um dos dois fragmentos que o corredor uniu, assim temos a soma do valor da riqueza obtida pela inserção do corredor mais a riqueza do fragmento (Figura 9).

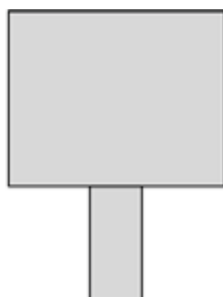


Figura 9. Área do fragmento da Figura 8.c que seria considerada como acréscimo de área ao se considerar o corredor com largura inferior a 30 metros como elemento de conexão. Observar que a área do fragmento em si não entra neste computo.

3.8.3 Cálculo da riqueza do CA020

Já este cálculo refere-se à riqueza da área florestada ao entorno do fragmento focal em uma distância de no máximo 20 metros (CA020). Esse valor foi adotado, pois seguiu-se o modelo que Martensen *et al.* (2012) utilizaram para realizar suas métricas de riqueza para espécies de aves de sub-bosque para uma paisagem com porcentagem de habitat semelhante (Figura 10).

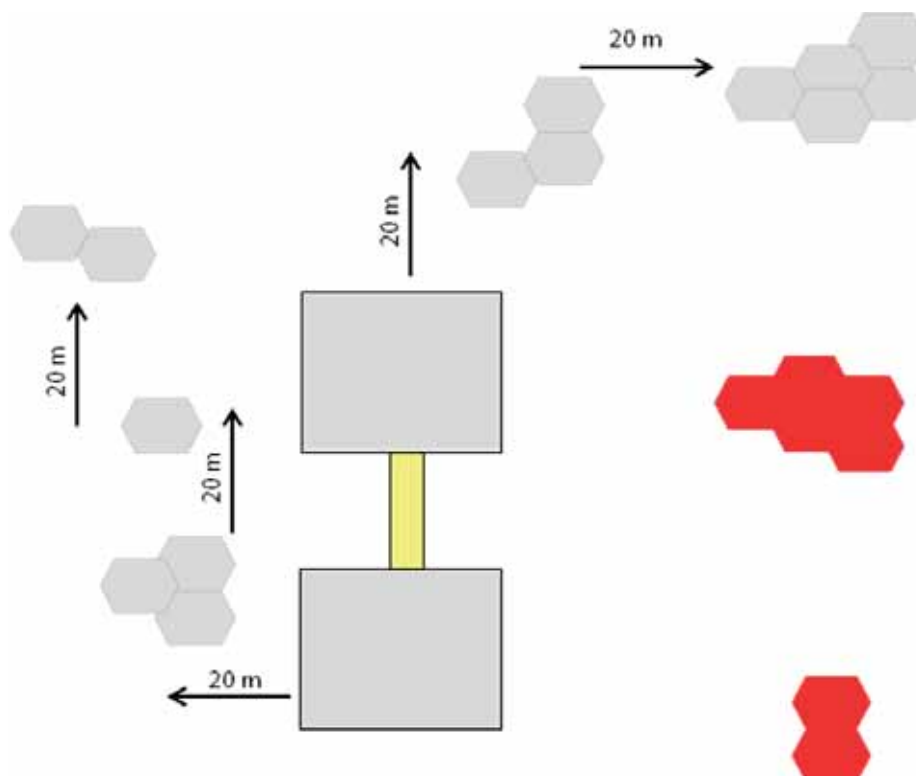


Figura 10. Fragmento focal e corredor mais outros fragmentos que se conectam em um raio de até 20 metros. As áreas em cinza são agregadas como acréscimo de habitat, mas as em vermelho não somam na área funcional por estarem a mais de 20 metros do grupo de fragmentos conectados funcionalmente.

3.8.4. Modelos de regressão para estimar riqueza de aves

Os valores de riqueza foram baseados no estudo de Martensen *et. al.* (2012). Estes utilizaram como táxon espécies de aves de sub-bosque para avaliar a riqueza e abundância em paisagens com diferentes porcentagens de habitat, sendo que uma delas se compara com a paisagem do presente estudo.

As equações utilizadas tanto para estimar a riqueza atual, como futura, e para os modelos de AREA, de CA000 (área conectada por corredor) e CA020 (área conectada para espécies que cruzam até 20 metros na matriz) são as seguintes:

$$a) \text{ Cenário futuro } \text{ÁREA} = (19,2612 * \text{ÁREA}^{0,1136})$$

$$\text{b) Cenário futuro CA000} = (24,86882 * \text{CA000}^{0,07576})$$

$$\text{c) Cenário futuro CA020} = (24,96587 * \text{CA020}^{0,03742})$$

3.9 Estimativa do ganho de riquezas

Para a análise dos resultados foram gerados mapas que mostram o aumento de riquezas de espécies de aves de sub-bosque para a ÁREA do fragmento, CA000 e CA020 tanto para o cenário original quanto para o cenário futuro com os corredores restaurados. A subtração da riqueza do cenário futuro pelo cenário original nos mostra o ganho potencial de espécies de aves para o cada modelo. Desta forma é possível analisar em qual das simulações há um maior ganho de riqueza para a região de estudo. Tanto para os cenários atuais, como para o futuro, e considerando as estimativas de riqueza e de ganhos potenciais de riquezas de aves, foram elaborados gráficos do tipo *density-plot* para permitir a comparação dos resultados.

4. RESULTADOS

Após o mapeamento pode-se obter a porcentagem de cada alvo na paisagem (Tabela 1). Com a classificação da região, como foi detalhada no item 3.3, teve-se como resultado o mapa de uso e cobertura do solo (Figura 3). Por meio dele é possível visualizar como a cultura de cana-de-açúcar e pastagem predominam na região, e a maneira como são distribuídas na paisagem, interferindo muitas vezes na conectividade dos fragmentos florestais.

Tabela 1. Área total e porcentagem de cobertura para as classes de vegetação natural e uso do solo na região de Rio Claro, interior do Estado de São Paulo.

Classe	Área (ha)	% da classe
Cana-de-açúcar	81302,07	46,44
Pasto	30932,21	17,66
Mata média	20092,94	11,47
Mata inicial	10163,47	5,80
Pasto sujo	6740,56	3,85
Área urbana	6381,95	3,64
Citrus	6106,85	3,48
Mata avançada	5906,64	3,37
Silvicultura	2401,05	1,37
Área de várzea	1930,66	1,10
Instalações rurais	950,23	0,54
Água	821,18	0,46
Estrada	741,97	0,42
Minação	594,73	0,34
Total	175066,51	100

Após transformar as classes diferentes de mata avançada, mata média e mata inicial em matriz, foram identificados os HSC (descrito no item 3.5) e traçado os

potenciais corredores para interligá-los de acordo com análises de múltiplos caminhos (*Multi-path corridors*) obtido por meio do mapa de superfície de resistência (Figura 4). A partir disso, foram geradas as simulações de riqueza de espécies de aves de sub-bosque para os modelos de ÁREA, CA00 e CA020 para os cenários atual e futuro.

As Figuras 11 a 16, apresentadas a seguir, mostram a quantidade de riqueza estimada de aves de sub-bosque para o cenário atual e futuro, considerando-se os três grupos de modelos (ÁREA, CA000, CA020). Observando a Figura 11 é possível notar que as maiores riquezas de espécies de aves se concentram nos fragmentos maiores. Quando considerada a área do fragmento mais o corredor (Figura 12), é possível notar que houve um ganho de riqueza para a paisagem, mesmo sem a inserção de novos corredores para este cenário, evidenciando a importância dos corredores já existentes. É possível notar na Figura 13, o aumento dos fragmentos em tons quentes quando comparadas com as Figuras 11 e 12. Isso é explicado, pois nessa simulação foram considerados os fragmentos ao entorno dos fragmentos focais em até 20 metros, além dos corredores já existentes. Quanto mais fragmentos ao redor dos fragmentos focais, maior a conectividade entre eles e conseqüentemente maior riqueza de espécies de aves.

Comparando a Figura 14 com a Figura 11 as quais representam a riqueza de espécies somente para a ÁREA, para o cenário futuro e original respectivamente, é possível notar que não há nenhum ganho de espécie de aves. Isso ocorre, pois nesta simulação não foi acrescentado nenhum corredor ou fragmento adjacente para o cálculo da riqueza, o fragmento permanece o mesmo, logo a riqueza de espécies também. Podemos notar o ganho potencial de riquezas de espécies para o modelo com capacidade de utilizar corredores florestais (CA000) do cenário futuro (Figura 15) comparado com o cenário original (Figura 12), no qual os fragmentos com maior riqueza possuem 46 espécies e com os novos corredores instaurados a riqueza sobe para 53 espécies. Na Figura 16, que considera os novos corredores instaurados e os fragmentos até 20 metros ao entorno dos fragmentos focais, não apresentou um ganho tão significativo como para o modelo de CA000. Neste caso, o ganho foi apenas de 1 espécie de ave, porém não pode deixar de ser considerado como ganho para a paisagem. As Figuras 17 a 19 ilustram o

ganho potencial de riqueza para cada simulação e a localização dos corredores inseridos no cenário futuro.

Com bases nos mapas de riquezas de aves de sub-bosque para os cenários original e futuro, bem como para o ganho potencial de riqueza foram elaborados gráficos do tipo *plot-density*, os quais são apresentados nas Figuras 20 a 22. Com isso é possível comparar as estimativas de cada modelo (ÁREA, CA000 e CA020) para os cenários atual e futuro.

Os gráficos nos mostram que no cenário original a riqueza de espécies na paisagem se concentra entre o range de 20 e 50, sendo que o CA000 é o que apresenta maior riqueza no cenário. No cenário futuro o CA000 continua sendo o que apresenta maior riqueza potencial, chegando próximo de 60 espécies. Em ambos os cenários o CA000, é seguido pela riqueza da área do fragmento e CA020 respectivamente. Isso indica que quando um fragmento é ligado a um corredor o ganho de riqueza no cenário é maior, seguido pelo ganho de riqueza com o aumento da área do fragmento e o ganho de riqueza com fragmentos próximos em até 20 metros (CA020). Isso é comprovado pela figura 22, que representa somente o ganho de riqueza potencial de espécies de aves de sub-bosque para cada simulação, seguindo o padrão do cenário original e futuro.

É possível observar que de maneira em geral em todas as simulações o mapa apresenta um menor ganho de riqueza de espécies na região sudeste. Podemos inferir que isso ocorre devido a pouca conectividade entre fragmentos. Mesmo sendo alguns destes de tamanhos consideráveis a falta de conectividade entre eles faz com que diminua o potencial ganho de riqueza de espécies, evidenciando desta forma a importância da conectividade na paisagem.

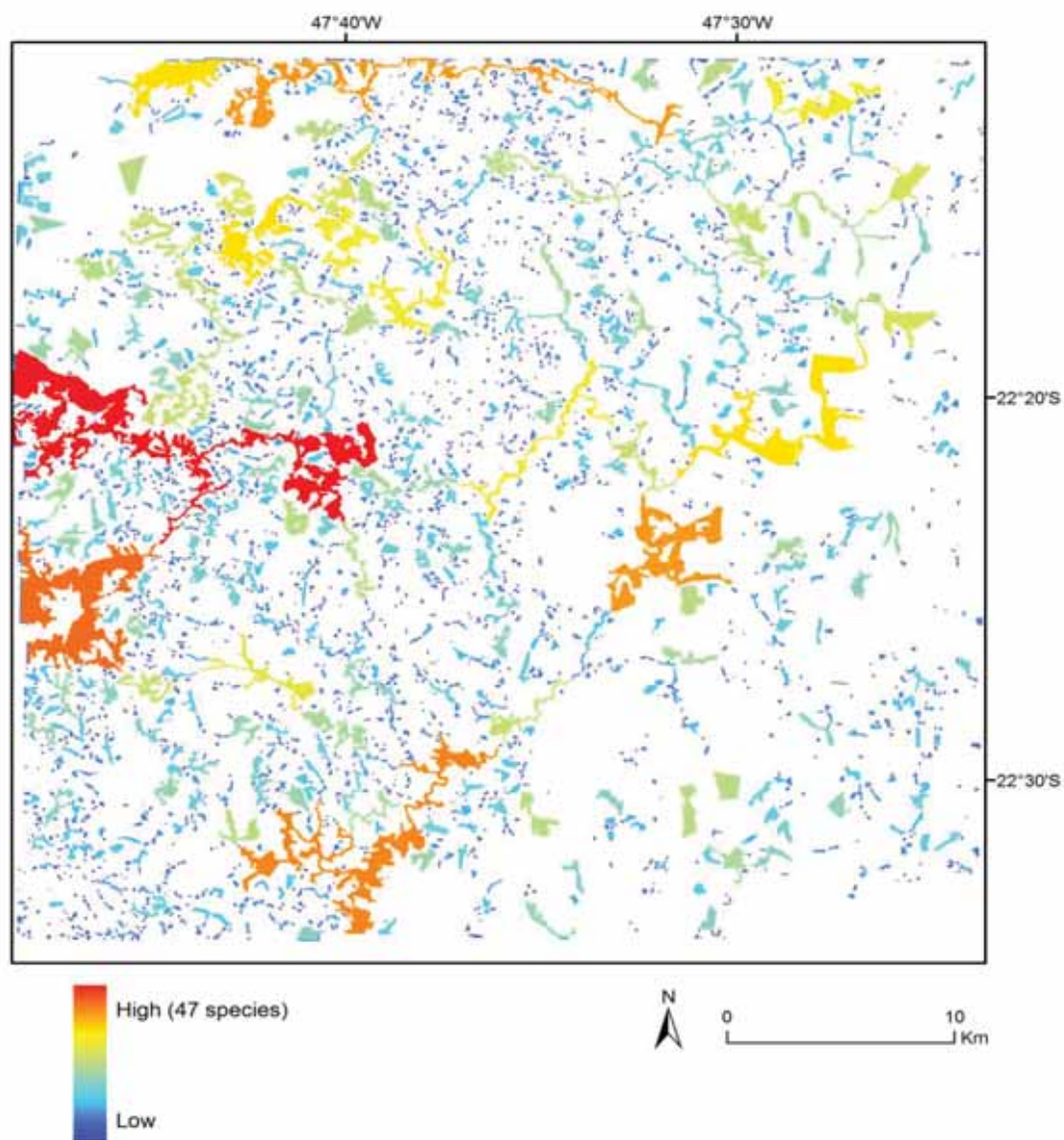


Figura 11. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário original de Rio Claro, SP, considerando-se o modelo de ÁREA. A riqueza de espécies aumenta de acordo com tonalidade dos fragmentos, em cores mais quentes, maior riqueza e em cores mais frias, menor riqueza.

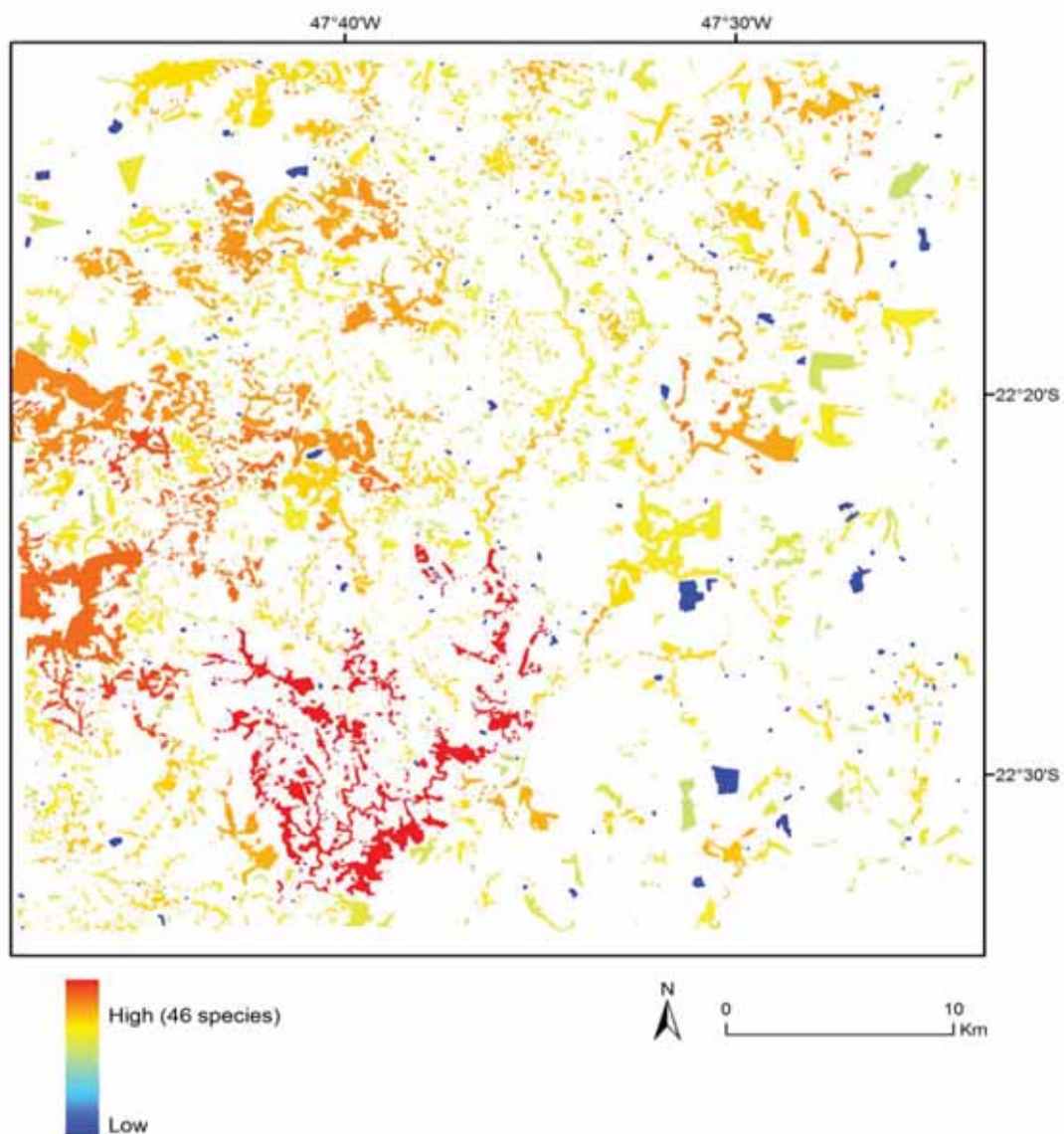


Figura 12. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário original da região de Rio Claro, SP, sendo utilizado o modelo para espécies com capacidade de utilizar corredores florestais. Em cores mais quentes, estão os fragmentos com maior quantidade de espécies e em cores frias fragmentos com menores quantidades de espécies de aves.

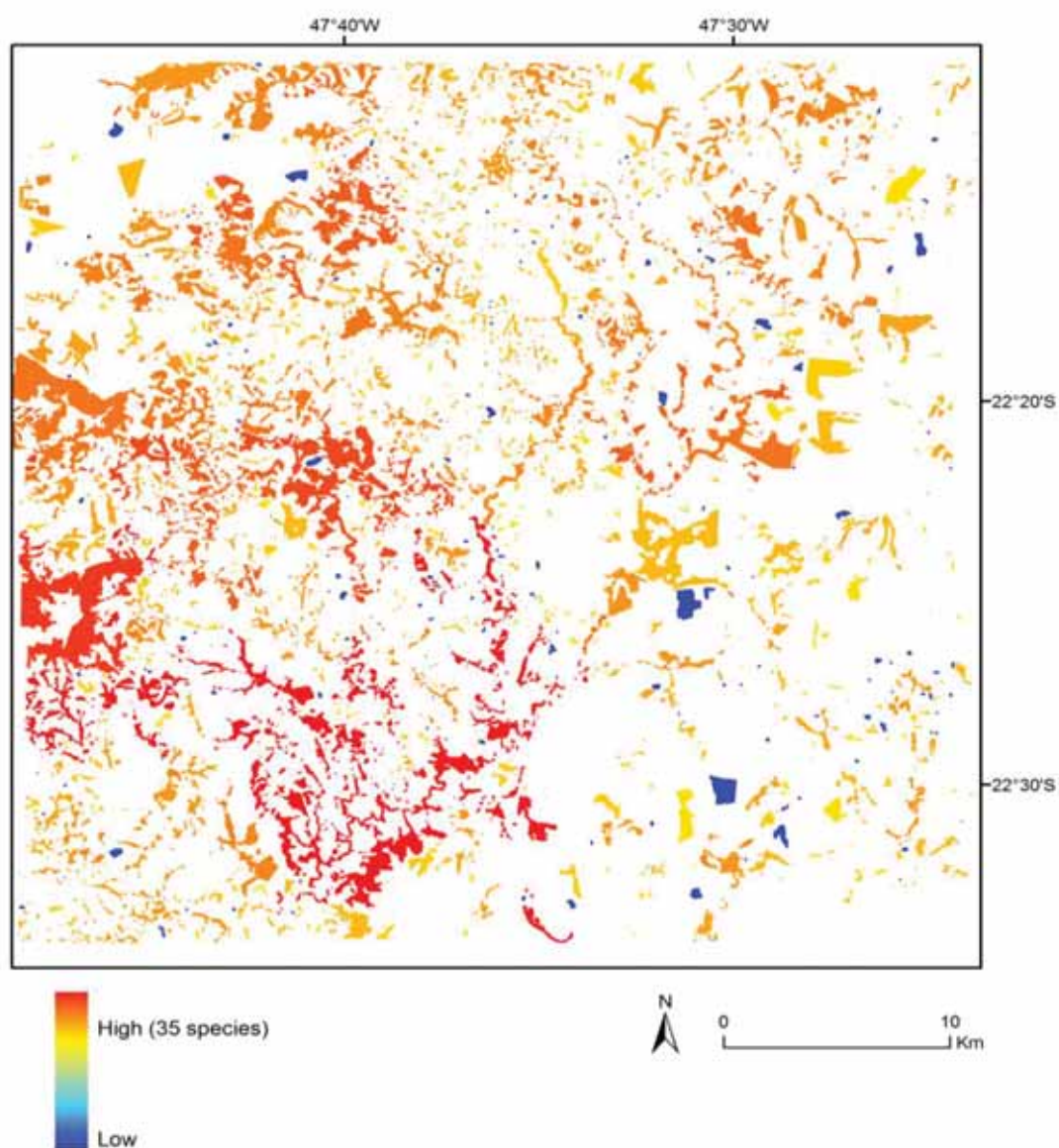


Figura 13. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário original da região de Rio Claro, SP, sendo utilizado o modelo para espécies com capacidade de cruzar até 20 m em matrizes abertas. Em cores quentes estão localizados os fragmentos com maior riqueza de espécies e tons frios, os que possuem menor riqueza de espécie.

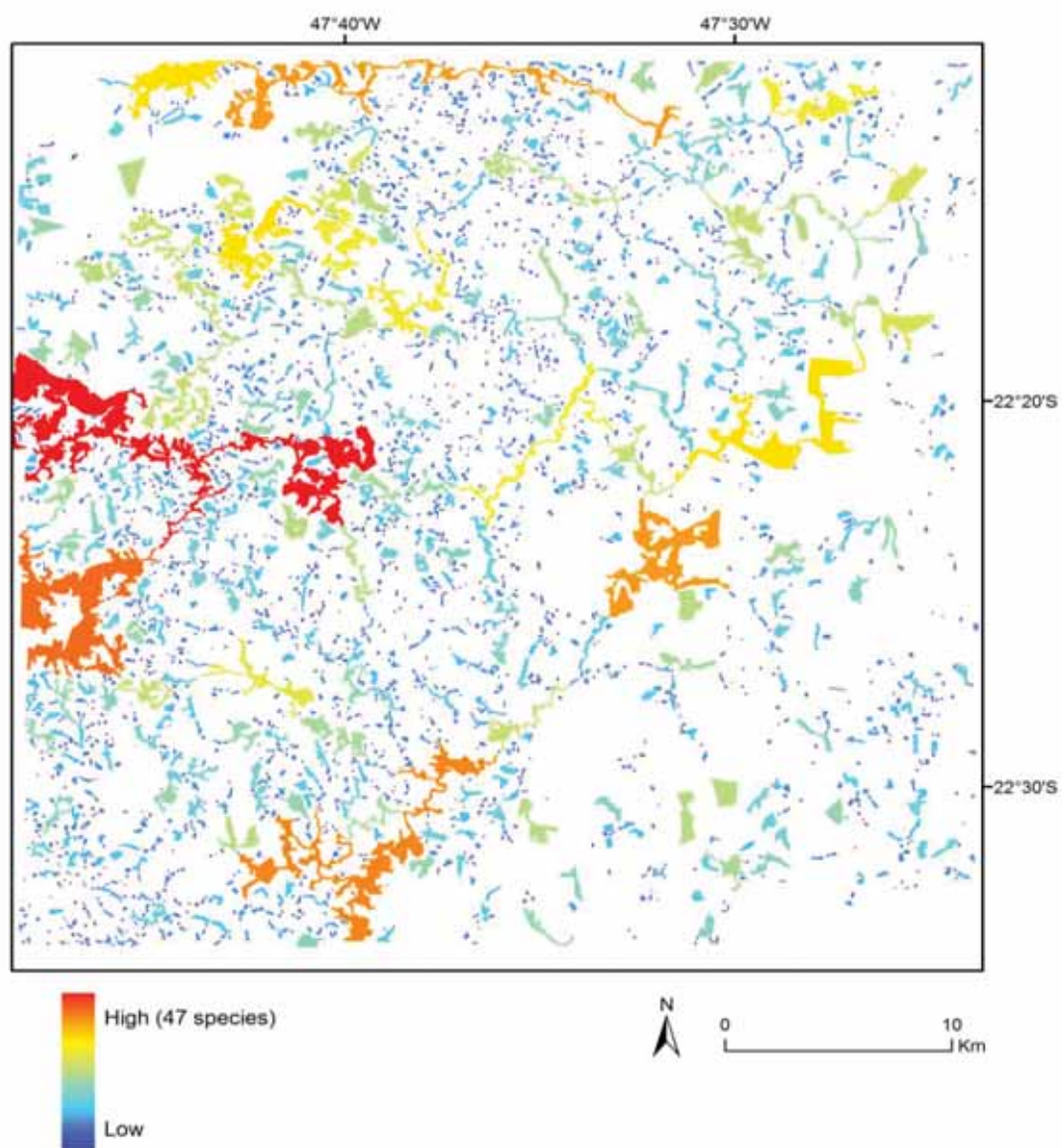


Figura 14. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário futuro de Rio Claro, SP, considerando-se o modelo de riqueza de ÁREA. Em tons quentes os fragmentos com maior riqueza de espécies e em tons frios fragmentos com menor riqueza de espécies de aves.

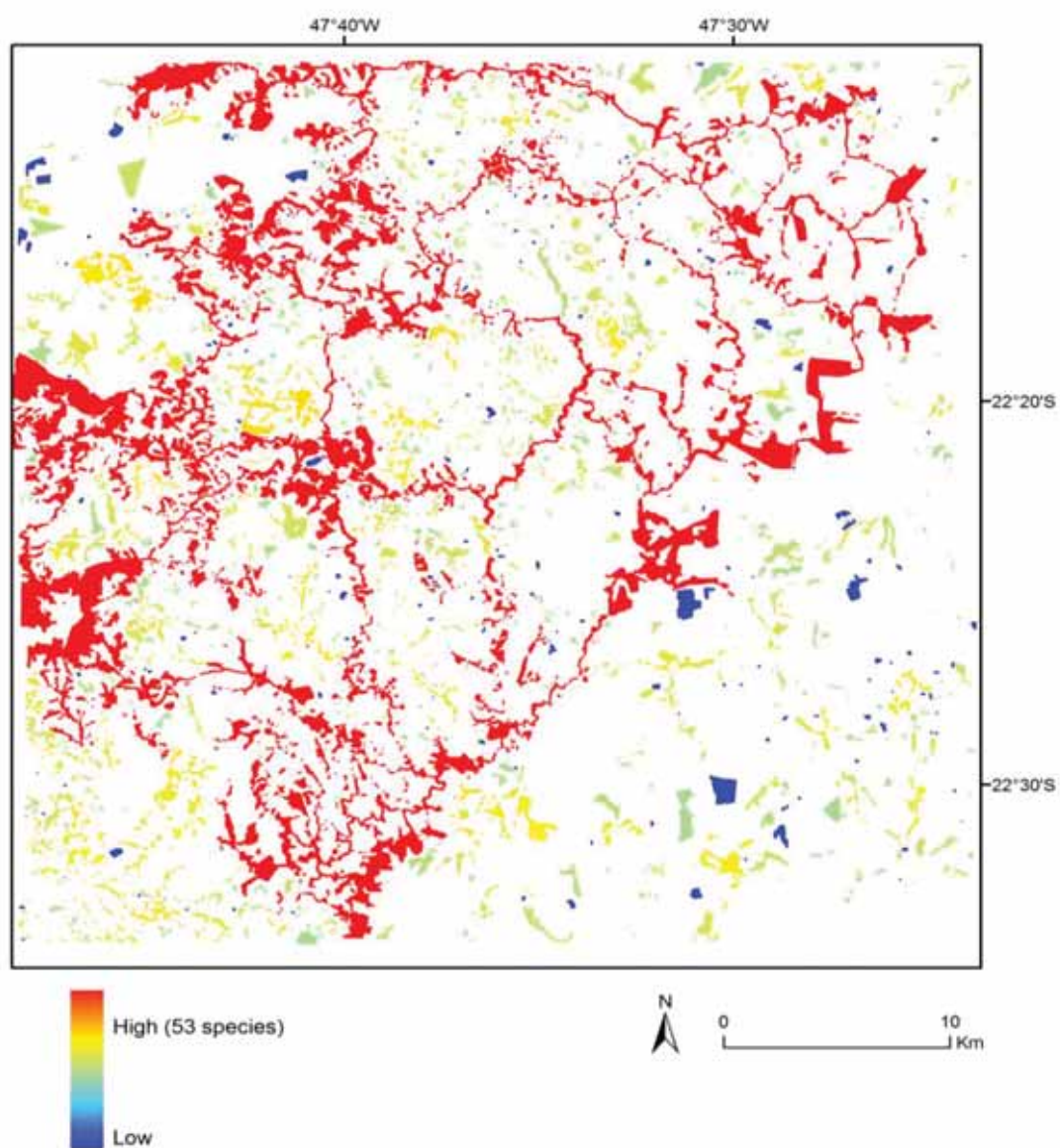


Figura 15. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário futuro da região de Rio Claro, SP, sendo utilizado o modelo para espécies com capacidade de utilizar corredores florestais. Em tons quentes estão os fragmentos com maior riqueza de espécies de aves e em tons frios fragmentos com menos quantidade de riqueza de espécies de aves.

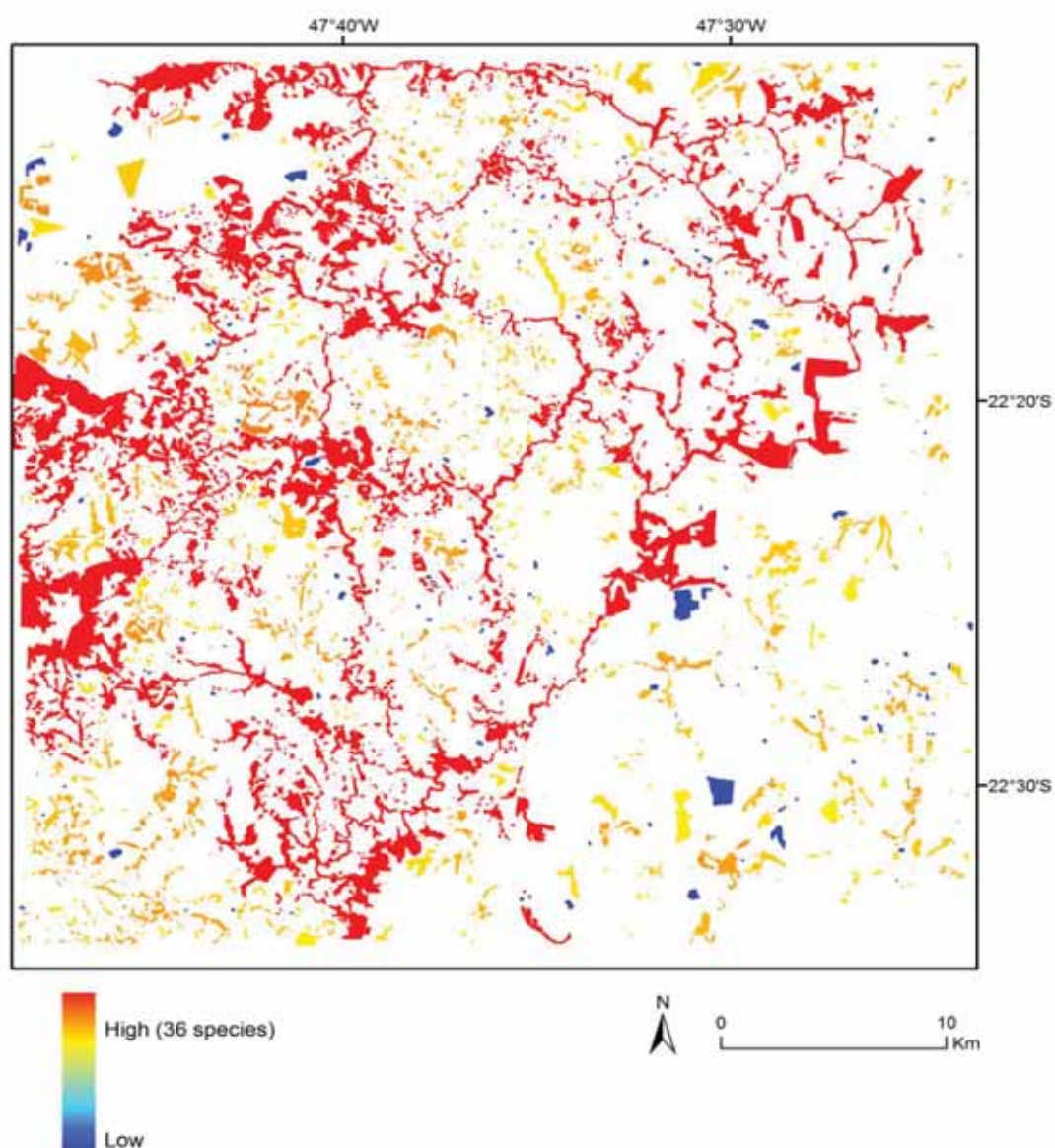


Figura 16. Riqueza de aves de sub-bosque estimada para o cenário futuro da região de Rio Claro, SP, sendo utilizado o modelo para espécies com capacidade de cruzar até 20m em matrizes abertas. Em tons quentes fragmentos com maior riqueza de espécies e em tons frios, os fragmentos com menor riqueza de espécies.

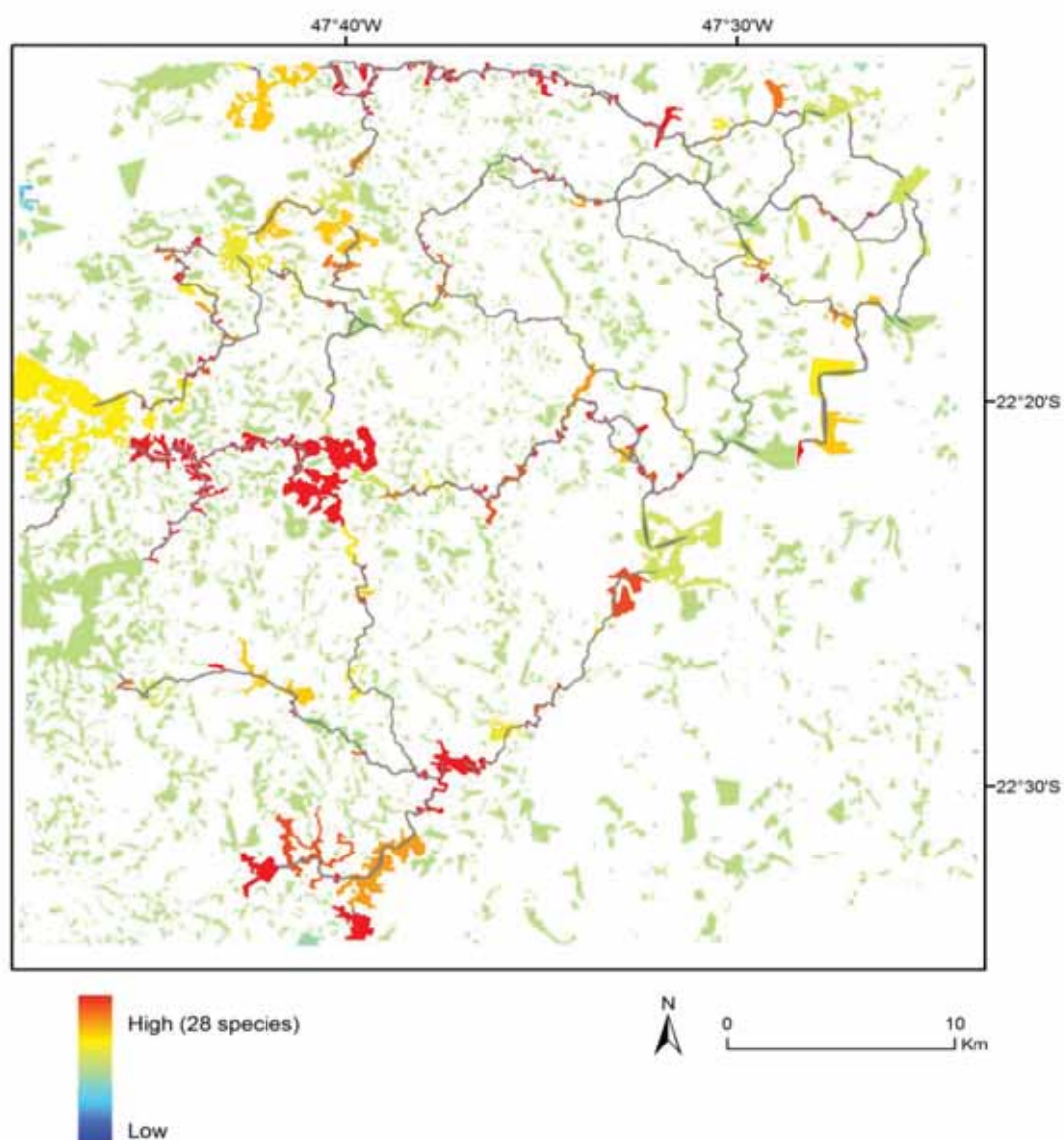


Figura 17. Ganho potencial de riqueza de aves de sub-bosque ao se restaurar corredores adicionados na região de Rio Claro, SP. Neste caso foi utilizado o modelo com base na ÁREA dos fragmentos. Em tons quentes os fragmentos que tiveram maior ganho de espécies e em tons frios os fragmentos que tiveram menor ganho de riqueza de espécies.

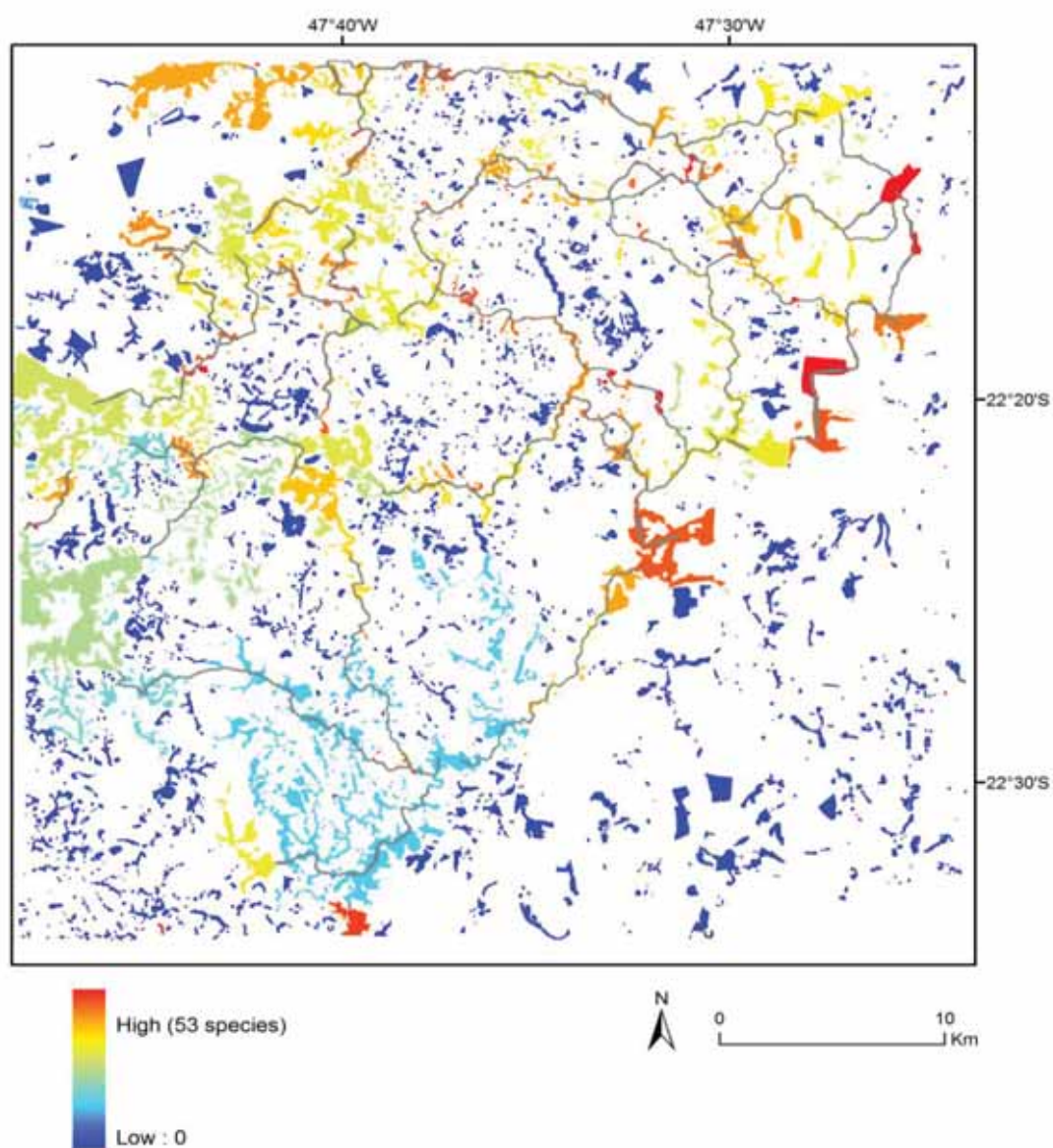


Figura 18. Ganho potencial de riqueza de aves de sub-bosque ao se restaurar corredores adicionados na região de Rio Claro, SP. Neste caso, utilizando o modelo para espécies com capacidade de utilizar corredores florestais de Rio Claro, SP. Os fragmentos em tons quentes são os que tiveram maior riqueza de espécies e em tons frios, menor riqueza de espécies.

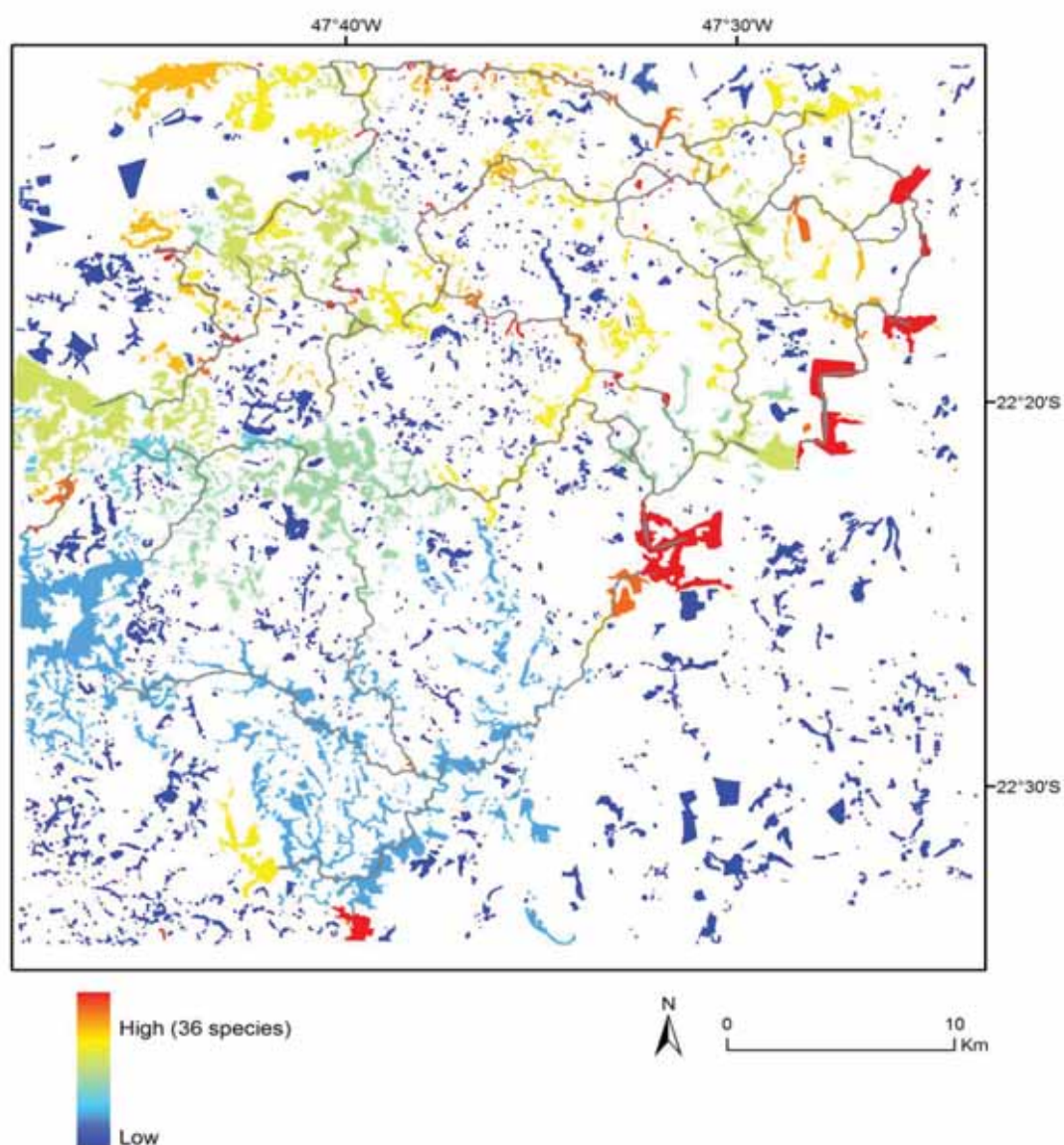


Figura 19. Ganho potencial de riqueza de aves de sub-bosque ao se restaurar corredores adicionados na região de Rio Claro, SP. Neste caso, utilizando o modelo para espécies com capacidade de cruzar até 20m em matrizes abertas. Em tons quentes, os fragmentos com maior riqueza de espécies e em tons frios, os que tiveram menor riqueza de espécies.

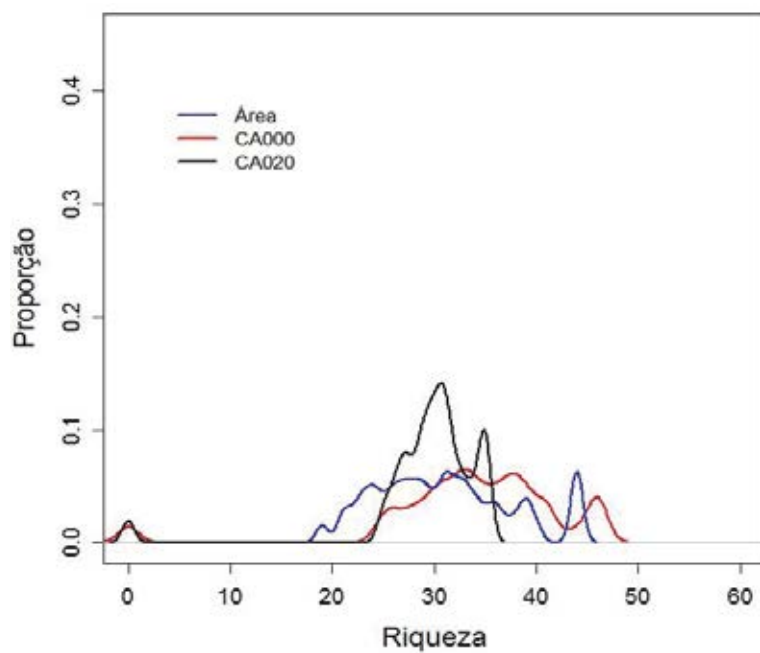


Figura 20. Riqueza do cenário original para região de Rio Claro, SP.

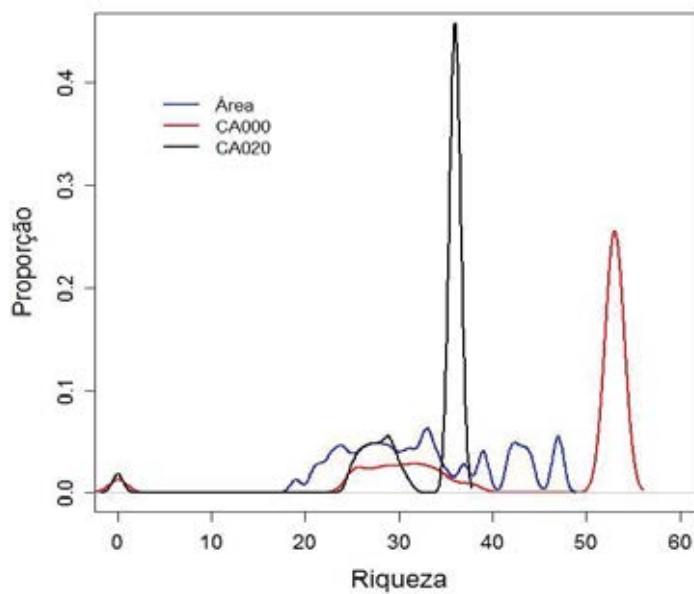


Figura 21. Riqueza do cenário futuro para região de Rio Claro, SP.

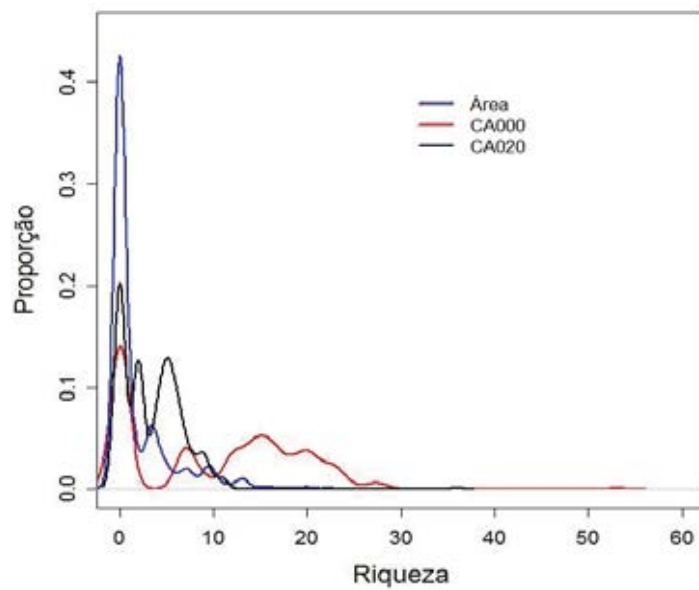


Figura 22. Ganho de riqueza potencial para a região de Rio Claro, SP.

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Investimentos para restauração e conservação da vegetação natural de uma paisagem são muito escassos e muitas vezes acabam não sendo feitos da forma mais adequada e por sua vez, não tendo resultados satisfatórios e relevantes para o enriquecimento e proteção da biodiversidade da paisagem, desestimulando os investidores a tentarem recompor e proteger a paisagem. Com a utilização do método proposto para a identificação de áreas prioritárias para restauração e potencialização do aumento de riqueza de espécies de aves de sub-bosque neste trabalho, é possível identificar potenciais fragmentos e locais para alocar corredores, desta forma a restauração é planejada e o investimento para aumento e proteção da biodiversidade na paisagem tem maiores chances de ser eficaz.

Para paisagens muito grandes podem-se encontrar problemas para a utilização deste método. Os softwares utilizados muitas vezes não conseguem processar todos os dados de uma única vez, sendo necessária a repartição da área de estudo e realização dos procedimentos por partes.

Para futuros estudos, a utilização de diferentes táxons para estimar a riqueza da paisagem será de grande importância para aumentar o conhecimento sobre a influência do tamanho do fragmento sobre estes e ter um domínio maior da dinâmica da paisagem. A utilização de dados de diferentes táxons simultaneamente para a mesma paisagem nos levará a resultados mais fidedignos de onde a alocação de novas áreas de restauração e de corredores trará um ganho de biodiversidade para a paisagem.

Um exemplo já citado foi o estudo em Madagascar, reconhecido como *hotspots* de biodiversidade do planeta e onde ocorrem endemismos em vários grupos taxonômicos. Neste, foi mostrado a escolha de áreas prioritárias para o governo restaurar e conservar a partir de uma abordagem multitaxonômica (KREMER *et al.*, 2008). Para dar continuidade a esse estudo, seria interessante aplicar a metodologia proposta para identificar o ganho de riqueza destes multitáxons na paisagem já restaurada, a fim de comprovar a importância da manutenção da paisagem para uma área tão importante para a biodiversidade do planeta. Já no estado de São Paulo, a riqueza de biodiversidade

nativa está seriamente ameaçada pelas mudanças de cobertura do solo e pela fragmentação. Para a proteção da biodiversidade desta área, a Fundação de Apoio a Pesquisa criou o programa BIOTA-FAPESP. Um mapa de áreas prioritárias para restauração foi um dos resultados gerados por esse programa (JOLY *et al*, 2010). Para elaboração deste mapa, o método proposto neste trabalho seria uma maneira eficiente e confiável para alcançar os resultados pretendidos, já que haveria implementação de riqueza de táxons de paisagens com porcentagens de habitat semelhantes para obter resultados que tragam maiores custo benefício com a restauração da paisagem.

Ribeiro *et. al.* (2009) em seu estudo, quantificou e analisou a distribuição espacial da Mata Atlântica, a qual é uma das áreas com os maiores graus de riqueza de espécies e taxas de endemismo no planeta. Ele observou que a situação encontra-se alarmante, sendo que 80% dos fragmentos existentes são menores que 50 ha e que a distância média entre os fragmentos é grande prejudicando a conexão entre eles. Porém, a estimativa de cobertura de Mata Atlântica aumentou de 7-8% para 11,4 -16%, uma vez que foram incluídas florestas secundárias e fragmentos pequenos (menores que 100 ha). Isso nos mostra a importância dos fragmentos pequenos e das matas secundárias, os quais contribuem muito para a riqueza da biodiversidade da paisagem, servindo como importante conectores de fragmentos maiores.

Metzger *et. al.* (2009), mostraram em seu estudo o quanto a fragmentação e perda de habitat influenciam na perda de riqueza de espécies em uma paisagem. Eles estudaram uma área da Mata Atlântica, e por meio de procedimentos de seleção de modelos e regressão linear conseguiram analisar as diferenças na mesma paisagem no passado (1962 -1981) e no presente (2000) e constataram que exceto para grupos de pequenos mamíferos, outros táxons apresentaram uma resposta negativa para a sobrevivência nesta paisagem com perda de habitat ao longo dos anos. Para implementar este estudo, seria interessante a identificação das áreas prioritárias para restauração, a fim de conseguir determinar potenciais corredores entre essas áreas para uma possível restauração da área, auxiliando na preservação da biodiversidade da Mata Atlântica. Outro estudo que nos mostra a importância da paisagem para a manutenção das espécies foi realizado por Jorge *et. al.* (2013). Eles estudaram quatro espécies de mamíferos de grande porte em uma

paisagem de Mata Atlântica. Como resultado observaram que somente 16% da paisagem é ainda ambientalmente adequada para as quatro espécies e que 55% é inadequado para qualquer uma das quatro espécies. Assim, a aplicação da metodologia proposta seria de grande ajuda para auxiliar na identificação das áreas prioritárias para restauração e manutenção desta paisagem.

Estes estudos mostram a importância da manutenção e conservação da paisagem para todos os táxons. Tambosi *et. al.* (2013) também propôs um novo método para designar áreas prioritárias para restauração. Entretanto, a escala de análise é bastante distinta (bioma no caso de Tambosi *et. al.* 2013; regional neste caso), e também em nosso estudo o resultado final não é um mapa com as prioridades somente, mas sim estimativas de riqueza e de ganho potencial de aves, um grupo bastante estudado e que tem se apresentado como um bom indicador para biodiversidade local e regional. Assim sendo, consideramos haver forte sinergismo entre os estudos em escalas espacialmente mais amplas (Tambosi *et. al.* 2013) e escalas regionais (presente estudo), podendo-se combinar tais estratégias de acordo com a necessidade do usuário ou dos atores envolvidos.

A manutenção da paisagem é de extrema importância para a conservação da biodiversidade de todo o planeta, assim métodos para auxiliar e melhorar a recomposição da vegetação nativa devem sempre estar sendo revistos e melhorados para que investimentos nesta área repercutam os melhores resultados para a manutenção da biodiversidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L.F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecol. Manag.** v.260, p.679-691. 2010.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A Review. **Oikos.** v. 71, p. 355-366. 1994.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology.** São Paulo v. 33, p. 863-871. 2008.

BOSCOLO, D.; GALLARDO, C. C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica.** v. 43, p. 273-276. 2008.

BOWMAN, J.; CAPUCCINO, N.; FAHRIG, L. Path size and Population Density: the effect of Immigration Behavior. **Ecology and Society.** v.6, p. 9. 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/sistema-nacional-de-ucs-snuc>>. Acesso em dez. 2013.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem Populacional. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2012/estimativa_tcu.shtm> Acesso em jun. 2013.

BUENO, A. A. **Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no**

contexto e tamanhos dos remanescentes. 2008. 116 f. Tese de Doutorado em Zoologia. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology.** v. 14, p. 342-355. 2000.

FALL, A.; FORTIN, M. J.; MANSEAU, M.; OBRIEN, D. Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity. **Ecosystems.** v. 10, p. 448-461, 2007.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN J.; CETRA, M.; Bat and bird assemblages from forests and shades cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation.** v. 15, p. 587-612. 2006.

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

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation.** v.100, p. 65-74. 2001.

FORTIN, M.J.; DALE, M. R. T. **Spatial Analysis: A Guide for Ecologists.** Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 2005.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biological filters. **Scientia Agricola.** Piracicaba. v. 64, n.4, p.433-438, July/August 2007a.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas.** New York: Nova Science Publishers. Cap. 1.1, p. 3-26. 2007b.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, p. 109-143. 2007.

GHAZOUL, J. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. **Biological Reviews**. v.80, p.413-443. 2005.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum Viable Populations: the processes of species extinctions. **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. p. 13-34. 1986.

HANSKI, I.; SIMBERLOFF, D. The metapopulation approach , its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski, I., Gilpin, M. E. **Metapopulation biology**. Academic Press. London. p. 5-26. 1997.

HARRIS, L. D.; SILVA-LOPEZ, G. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In **Conservation Biology, the Theory and Practice of Nature Conservation and Management**. New York: Chapman and Hall. p. 197-237. 1992.

JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; METZGER, J. P.; HADDAD, C. F. B.; VERDADE, L. M.; OLIVEIRA, M. C.; BOLZONI, V. S. Biodiversity Conservation Research, Training, and Policy in São Paulo. **Science**. v. 328, p.1358-1359, 2010.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**. v.163, p. 49-57. 2013.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (orgs.). **Métodos de**

Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 147-155, jul. 2005.

KREMEN, C.; CAMERON, A.; MOILANEN, A.; PHILLIPS, S. J.; THOMAS, C. D.; BEENTJE, H.; DRANSFIELD, J.; FISHER, B. L.; GLAW, F.; GOOD, T. C.; HARPER, G. J.; HIJMANS, R. J.; LEES, D. C.; LOUIS JR., E.; NUSSBAUM, R. A.; RAXWORTHY, C. J.; RAZAFIMPAHANANA, A.; SCHATZ, G. E.; VENCES, M.; VIEITES, D. R.; WRIGHT, P. C.; ZJHRA, M. L. Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools, **Science**. v. 320, p. 222-226. 2008.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bull. Ent. Soc. Am.** v.15, p. 237-240. 1969.

LOVEJOY, T. E. Spotlight on Brazil. **Conservation Biology**. v.19, p.587-588. 2005.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press. Princeton, N. J. 1967.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; Systematic conservation planning. **Nature**. v.405, p. 243–253. 2000.

MARTENSEN, A. C., PIMENTEL, R. G., METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**. v. 141, p. 2184–2192. 2008.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragmented area, and connectivity with

neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**. v. 26, p. 1100-1111. 2012.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**. n.73, p.101-111. 2007.

METZGER, J. P. **Ecologia de paisagens fragmentadas**. Habilitation thesis. University of São Paulo, São Paulo. Brazil. 2006.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. v.1, p. 1-2. 2001.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**. v.10. p.1147-1161. 2000.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**. v.142, p. 1166–1177. 2009.

MITTERMEIER, R. A., FONSECA, G. A. B. DA, RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**. v.19, p. 601-607. 2005.

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

PARDINI, R; BUENO, A.A; GARDNER, T.A; PRADO, PI; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscape. **Plos One**, v.5, n.10, p. 1-10. 2010.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**. v. 13, p. 2567-2586. 2004.

PARDINI, R. SOUZA, M. S., BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124, p. 253-266. 2005.

PINTO N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**. v.24, p. 253–266. 2009.

RANDS, M. R. W.; ADAMS, W. M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S. H. M.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HODGE, I.; KAPOV, V.; SCHARLEMANN, J. P. W.; SUTHERLAND, W. J.; BHASKAR, V. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. **Science**. v. 329. p. 1298-1303. 2010.

RAYFIELD, B. ; FALL, A.; FORTIN, M. J. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**. v.25, p. 519 –32. 2010.

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

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 261. p. 1605-1613. 2011.

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

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**. v. 5, p. 18-32. 1991.

SAURA, S., AND L. PASCUAL-HORTAL. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**. v.83, p. 91–103. 2007

SHAFER, M. L. Minimum populations sizes for species conservation. **Bioscience**. v.31, p.131-134. 1981.

SIQUEIRA, L.P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 128p., 2002.

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

TAMBOSI, L. R., MARTENSEN, A. C., RIBEIRO, M. C. AND METZGER, J. P. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**. 2013. doi: 10.1111/rec.12049

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

VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.42, n.8, p. 1067-1075. 2007.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de Eucalyptus) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 188 p. 2005.

WHITMORE, T. C. **Tropical Forest Disturbance, Disappearance and Species Loss**. In Eds: Laurance, W. F. & Bierregaard, Jr.,. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, p, 3-12. 1997.

WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. **Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction**. *American Naturalist*. v. 125, p. 879-887, 1985

WITH, K. A. & KING, A. W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. **Landscape Ecology**. v.14, p. 73-82. 1999.

7. ANEXO I



Água – corpos d'água naturais ou artificiais, como lagos, lagoas e rios.



Área urbana – Centros urbanos onde a maioria da população se concentra.



Citrus – áreas destinadas ao plantio de citrus.



Estradas- rodovias.



Instalações rurais- instalações localizadas fora do perímetro urbano, como granjas, fábricas, etc.



Mata avançada- vegetação nativa bem estruturada, de porte alto e bem densa, apresentando bastante rugosidade na imagem de satélite.



Mata média- vegetação nativa de porte médio, que ainda não atingiu seu clímax, apresentando menor rugosidade que a mata avançada na imagem de satélite.



Mata Inicial- vegetação nativa de porte baixo, que começou a se estruturar a pouco tempo, apresentando áreas mais espaçadas entre as árvores e conseqüentemente menos rugosidade que a mata média.



Mineração- área destinada à extração de minérios. Aparece sob forma de uma enorme área aberta, com solo exposto e assim permanece por um longo período após o abandono da mesma.



Pasto- área limpa para pastagem, contendo pouco ou nenhum outro tipo de vegetação senão gramínea.



Pasto sujo- área reservada para pasto, mas que contém arbustos intercalados às gramíneas.



Silvicultura- área destinada ao cultivo de eucalipto, para diferentes fins como produção de papel e óleo, sendo diferenciados da mata devido a sua linearidade na plantação, modificando a rugosidade da área na imagem de satélite.



Área várzea- área com maior acumulação de água ou maior probabilidade de afloramento do lençol, sendo portanto um local mais úmido.

Orientador

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

LEEC- Lab. Ecol. Espacial e Conservação

Departamento de Ecologia

UNESP – Rio Claro

Aluna

Laura Barbosa Vedovato

LEEC- Lab. Ecol. Espacial e Conservação

Departamento de Ecologia

UNESP – Rio Claro

Rio Claro, 12 de dezembro 2013.