

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA
ENGENHARIA AMBIENTAL

FABIANO MAZZILLI DE SOUZA MOREIRA

CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO: MÉTODOS PARA
LOCALIZAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS E COMPARAÇÃO DE
PROPOSTAS DE ALTERAÇÃO DA LEI

Versão corrigida. Versão
original disponível na EESC.

São Carlos – SP

2011

FABIANO MAZZILLI DE SOUZA MOREIRA

CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO: MÉTODOS PARA
LOCALIZAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS E COMPARAÇÃO DE
PROPOSTAS DE ALTERAÇÃO DA LEI

Dissertação apresentada à Escola
de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Carlos, para a
obtenção de título de Mestre em
Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Victor E. L.
Ranieri

São Carlos – SP

2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E
PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

Moreira, Fabiano Mazzilli de Souza

M838c

Código florestal brasileiro: métodos para localização
de reservas legais e comparação de propostas de alteração
da lei / Fabiano Mazzilli de Souza Moreira ; orientador
Victor Eduardo Lima Ranieri. -- São Carlos, 2011.

Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área
de Concentração em Engenharia Ambiental) -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2011.

MOREIRA, Fabiano Mazzilli de Souza

Código Florestal brasileiro: métodos para localização de Reservas Legais e comparação de propostas de alteração da Lei

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Carlos, para a obtenção de título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro FABIANO MAZZILLI DE SOUZA MOREIRA

Título da dissertação: Código florestal brasileiro: métodos para localização de reservas legais e comparação de propostas de alteração da lei.

Data da defesa: 02/09/2011:

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. Marcelo Montañó
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. Marcos Sorrentino
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. Frederico Fabio Mauad

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado Paulo Cesar Lima Segantine

Pesquisa inserida no Projeto Jovem Pesquisador - aprovado e financiado pelo CNPQ - intitulado "Reservas Legais para promoção da conservação da biodiversidade, do solo e dos recursos hídricos no meio rural: aspectos técnicos e político-institucionais" (processo 568161/2008-4), sob coordenação do Prof. Dr. Victor E. L. Ranieri.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Victor Ranieri, por ter me recebido como orientado, por todo suporte dado a essa pesquisa, pelas conversas que tanto enriqueceram esse trabalho e pela abertura dada em conceber trabalhos científicos com vislumbre de aplicações voltadas ao bem estar da sociedade e do meio ambiente.

Ao CNPQ pela bolsa concedida.

Ao professor Sílvio Ferraz e à professora Giselda Durigan, pelas pertinentes contribuições na qualificação desse trabalho. Ao professor Marcelo “Mindu” Montaño, pelas prosas esclarecedoras sobre SIG. Ao professor Marcos Sorrentino pelas inúmeras e férteis prosas, desde a época da minha graduação, sobre conceitos de “desenvolvimento” e “progresso”, bem como sobre as diferentes possibilidades de intervenção nos processos de construção e modificação da sociedade.

À professora Sueli Mazzilli por ter me ensinado a valorizar a ética e o conhecimento através do estudo, pelo incentivo a cursar graduação e pós-graduação, pelas discussões sobre metodologia de pesquisa, pelo apoio, carinho e incentivo. À Mariana Patelli pelo apoio técnico e pessoal, pelo carinho e incentivo sempre.

A Olavo Moreira, pelos valores de vida ensinados e por fomentar e instrumentalizar meu lado artístico.

Ao Ron, fiel amigo, literalmente 24 horas por dia ao meu lado na reta final desse trabalho.

A Michel Meltran da Silva pelas prosas sobre SIG e Índice Topográfico. A Miltinho (professor Milton Ribeiro) e Leandro Tambosi pelas cruciais contribuições sobre métricas de paisagem e fragstats, e, à Aninha (Ana Giorgi) por me colocar em contato com os dois.

Ao Nelson, da secretaria do PPG-SEA, sempre extremamente solícito e eficiente. Aos colegas das disciplinas cursadas, do convívio no CRHEA e do NEPA pelas trocas de idéias enriquecedoras. E, por fim, aos professores das disciplinas cursadas por me ajudarem expandir a visão geral do trabalho.

O lamento de um rio

(Fabiano Mazzilli e Fernando Bergamini)

A meia lua no céu, e esse cheiro de rio, me deixam cheio de paz, nesse meu leito que vai. A mata em seu lugar, as margens firmes provém, consigo ser quem eu sou, e eu sou o seu maior bem. E dói pensar que amanhã eu não sei, se o verde vai estar aqui. Sem mata, sem margem, sem peixes, sem aves, eu não sou ninguém. E se seus filhos perguntarem por mim, e eu não passar mais aqui, um leito rochoso, sem vida, indica onde um dia eu corri. A lua não vejo mais, não tenho o que refletir, mas mesmo assim vou feliz, nesse meu leito que vai. Não vejo a lua porque, a mata cresce ao redor, em suas folhas eu sei, pra mim futuro melhor. E dói pensar que amanhã eu não sei, se o verde vai estar aqui. Sem mata, sem margem, sem peixes, sem aves, eu não sou ninguém. E se seus filhos perguntarem por mim, e eu não passar mais aqui, um leito rochoso sem vida indica onde um dia eu corri.

Dedico esse trabalho a todas as pessoas que, por também se sentirem “donas” do Brasil, se envolveram e continuam se envolvendo na discussão sobre a revisão do Código Florestal, norteando-se pelo melhor para a sociedade, para a economia e para a natureza, sem priorizar interesses próprios em detrimento do meio ambiente ou do bem estar da sociedade. A essas pessoas ofereço minha solidariedade, independente da forma de envolvimento que cada um escolha, seja através de divulgações pela internet, artigos de jornais, resenhas, poesias, canções, conversas com amigos, ações políticas ou publicações científicas.

RESUMO

MOREIRA, F. M. S. Código Florestal brasileiro: métodos para localização de Reservas Legais e comparação de propostas de alteração da Lei. 2011. 117f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, 2011.

No Brasil, o surgimento da primeira versão do Código Florestal em 1934 pelo Decreto 23.793 e posteriormente do Novo Código Florestal (CF) em 1965 (Lei 4.771) refletem a preocupação da sociedade em utilizar de forma racional o território nacional. No que se refere à conservação e gestão de recursos naturais, o CF vigente estabelece dois importantes instrumentos de conservação: as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RLs). A localização das APPs é imutável e as RLs podem ser locadas de diferentes formas, segundo critérios estabelecidos pela Lei e complementados pelos Estados. Os critérios gerais para a localização das RLs, bem como sua aplicação na prática, podem, porém, gerar subjetividades. Evidencia-se, assim, a necessidade de buscar instrumentos mais precisos para este fim. Nesse sentido, estudos vêm sendo realizados no intuito de auxiliar os tomadores de decisão quanto à localização das RLs, de forma que essas cheguem o mais próximo possível de cumprir as funções de utilização sustentável dos recursos naturais e a conservação da biodiversidade. Por outro lado, os avanços historicamente obtidos no Brasil contemplados pelo CF vigente, podem sofrer profundas alterações caso seja aprovado o Projeto de Lei 1.876-C de 1.999 (PL), apresentado à Câmara Federal e aprovado em 24 de maio de 2011, encaminhado ao Senado como PL 30/2011. O PL propõe significativas reduções nas dimensões das APPs e RLs, bem como a flexibilização da obrigatoriedade de aplicação desses instrumentos legais em diversas situações. Este fato gerou contestações da comunidade científica (representada pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – SBPC e pela Academia Brasileira de Ciências – ABC), que argumenta que apenas aspectos econômicos imediatistas foram considerados na elaboração do PL, desconsiderando-se aspectos ambientais e negligenciando o devido aporte dos conhecimentos científicos e tecnológicos na revisão de uma Lei de grande interesse para toda a sociedade. Frente a este contexto, esta investigação teve como objetivos analisar métodos para definir áreas prioritárias para a localização de RLs e comparar diferentes posicionamentos em relação à atual polêmica sobre alterações do CF vigente. Para tanto foram definidos os seguintes objetivos específicos: 1. Aplicar três métodos para localização de RL com base no CF vigente, considerando a possibilidade de compensação entre propriedades, de modo a identificar qual método mais favorece o cumprimento das funções designadas a esse instrumento legal. 2. Eleger um dos métodos testados para gerar cenários e comparar as orientações contidas no CF vigente com as propostas apresentadas para sua revisão, tanto o Projeto de Lei 1.876-C de 1999 e o PL 30/2011, como as propostas da SBPC e ABC. O recorte territorial foi o município de São Carlos-SP, o SIG utilizado foi o IDRISI e o software utilizado para cálculo das métricas de paisagem foi o FRAGSTATS. Os resultados demonstraram que: métodos de fácil aplicação podem auxiliar na definição da localização de RLs para que suas funções sejam satisfatoriamente cumpridas; e, o PL traria consequências extremamente negativas à conservação da biodiversidade, solos e recursos hídricos e, portanto, sua revisão deve ser postergada e devidamente pautada na participação da sociedade e da comunidade científica.

Palavras-chave: legislação florestal; alteração do Código Florestal; reserva legal; conservação da biodiversidade; conservação dos recursos hídricos.

ABSTRACT

MOREIRA, F. M. S. Brazilian Forest Code: methods of allocation of legal reserves and comparison of law's changes proposals. 2011. 117 p. Dissertation (M. Sc.) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

In Brazil, the first version of Forest Code in 1934, created by the Decree 23.793, and latter the New Forest Code (FC) in 1965 (Law 4.771) shows the concerns of the society for the rational use of national territory. Concerning to the management and conservation of natural resources, the present FC establishes two important conservation tools: Permanent Preserved Areas (PPA) and the Legal Reserves (LR). The PPA's location is immutable and the LR can be located in different ways, according to criteria defined by Federal Law and complemented by the States. The general criteria for LR location can, however, create subjectivities. It becomes clear the needing of searching more precise instruments for achieving its goals. For that, researches have been done to help decision makers to define LR's location, intending to achieve properly its functions of sustainable use of natural resources and biodiversity conservation. Although the historical advances obtained in Brazil with the FC, it can deeply retrocede if the Law Project 1876-C/99 (LP), presented and approved by the Congress and sent to Senate as LP 30/2011, became approved. The LP proposes significant reductions on the PPA and RL dimensions, as well as facilitates the non obligation of law's application. This fact has sparked contestations of the science community, represented by the Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) and the Academia Brasileira de Ciências (ABC), that says only short term economical components were considered on the LP, desconsidering environmental components and neglecting the support of science and technology knowledge when rewriting such important law for the society, as the FC. This research's goals are to analyze methods for LRs location and to compare different views of changes on FC. For that, were defined two specific goals: 1 – Apply three methods for LR's location according to the FC, considering the possibility of compensation of LR between properties, intending to identify witch method better achieve the LR functions. 2 – Elect one of the tested methods and create scenarios to compare the FC directions with the proposals presented to its review suggested by the LP 1.876-C/1999 (and LP 30/2011) and the SBPC/ABC. The scenarios were designed for the São Carlos city located on São Paulo State, the GIS used was IDRISI and the software used to calculate the landscape metrics was the FRAGSTATS. The results shows that: easy application methods can help on the definition of LR's location in manner to achieve its goals; the LP would bring strong negatives consequences for the biodiversity, soil and water resources conservation, and, for that, its reviewing should be postponed and properly supported by society and scientific community participation.

Key words: forest law, changes on brazilian forest code, legal reserve, biodiversity conservation, water resources conservation.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	1
2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 – A importância da conservação dos recursos naturais	7
2.2 - O modelo de ocupação do solo no Brasil	10
2.3 – O Código Florestal Brasileiro.....	16
2.3.1 – Histórico e definições	16
2.3.2 - Propostas de alteração do Código Florestal.....	26
3 – OBJETIVOS.....	33
4 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1 – Métodos para a localização de Reservas Legais	34
4.1.1 – Definição de métodos a serem empregados para a localização de Reservas Legais	34
4.1.2 – Aplicação de três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais	36
4.1.2.1 – Geração de Mapas Básicos.....	37
4.1.2.2 – Geração de Mapas Secundários.....	38
4.1.2.3 – Geração de Mapas Cenários.....	39
4.1.2.3.1 – Método 1: Alargamento de faixas de APP ao longo dos corpos d’água.....	40
4.1.2.3.2 – Método 2 - Classes de Declividade	40
4.1.2.3.3 – Método 3: Classes de Susceptibilidade à Erosão.....	40
4.1.3 – Cálculo de métricas de paisagem para os três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais	43
4.1.3.1 – Escolha das métricas de paisagem	43
4.1.3.2 – Cálculo das Métricas de Paisagem.....	45
4.1.4 – Análise geral dos três métodos testados.....	46
4.2 - Geração de cenários baseados em distintas propostas de alteração do Código Florestal	46
4.2.1 – Escolha de um método para localização de Reservas Legais para ser aplicado a distintas propostas de alteração do Código Florestal	46
4.2.2 – Definição de cenários para a aplicação de um método para localização de Reservas Legais contemplando diferentes propostas de alteração do Código Florestal.....	46
4.2.3 – Aplicação do método selecionado para a localização de Reservas Legais em diferentes cenários de alteração do Código Florestal	47
4.2.3.1 – Geração de Mapas Básicos.....	48
4.2.3.2 – Geração de Mapas Secundários.....	48
4.2.3.3 – Geração de Mapas Cenários.....	48
4.2.4 – Cálculo de métricas de paisagem para os três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais	49
4.2.4.1 – Escolha das métricas de paisagem	49

4.2.4.2 – Cálculo das Métricas de Paisagem.....	50
4.2.4.3 – Análise dos oito cenários testados.....	50

5 – RESULTADOS	51
5.1 – Aplicação de métodos para a definição de localização de Reservas Legais	52
5.1.1 – Escolha dos métodos a serem aplicados à área de estudo	52
5.1.2 – Aplicação dos três métodos selecionados à área de estudo.....	53
5.1.3 – Comparação entre os três métodos utilizando métricas de paisagem...59	
5.2 – Geração de cenários baseados em distintas propostas de alteração do Código Florestal	70
5.2.1 – Escolha de um método para localização de Reservas Legais para ser aplicado às distintas propostas de alteração do Código Florestal	70
5.2.2 – Escolha de cenários para representar as distintas propostas de alteração do Código Florestal	72
5.2.3 – Geração de oito cenários para comparação de propostas de alteração do Código Florestal.....	74
5.2.4 – Comparação entre os oito cenários utilizando métricas de paisagem ...84	
5.2.5 – Comparação entre APPs de corpos d’água com diferentes metragens (30 e 50 metros) utilizando métricas de paisagem.....	104

6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
6.1 – Análise dos três métodos testados para a localização de Reservas Legais	107
6.2 – Análise de distintas propostas de alteração do Código Florestal.....	108

7 – RECOMENDAÇÕES	112
--------------------------------	------------

REFERÊNCIAS	114
--------------------------	------------

1 – INTRODUÇÃO

A relação de dependência das sociedades humanas com os recursos naturais engloba praticamente todas as cadeias produtivas, desde a produção de alimentos sem processamento, passando pela geração de energia, até a elaboração de produtos oriundos do desenvolvimento industrial e tecnológico. Dentre uma vasta gama de recursos necessários à vida, encontram-se na base de grande parte das cadeias produtivas e alimentares os recursos naturais solos, recursos hídricos e biodiversidade.

Neste quadro, destaca-se a importância da água para: abastecimento humano, agricultura e pecuária, produtos florestais madeireiros e não madeireiros, processos industriais, geração de energia hidrelétrica, dentre inúmeros outros usos de indiscutível relevância.

Além das implicações da conservação e utilização adequada dos solos com a manutenção da sua capacidade produtiva a curto, médio e longo prazo, evidencia-se a relação entre o manejo dos solos com a conservação ou a deterioração dos recursos hídricos nas microbacias e bacias hidrográficas, sendo que os impactos (da conservação ou degradação dos solos) incidem diretamente na regulação das vazões de cursos d'água e na qualidade de suas águas.

É fato reconhecido que as coberturas vegetais nativas (e a biodiversidade nelas contidas) exercem importante papel regulatório em ciclos fundamentais como a manutenção da qualidade físico-química do solo e dos recursos hídricos, a estocagem de carbono e a contenção do aumento da temperatura global. Neste sentido, diversos podem ser os impactos negativos oriundos da redução da cobertura vegetal nativa, como o que ocorre quando da substituição de ecossistemas nativos por culturas agrícolas ou ocupações urbanas, acarretando alterações indesejáveis na vazão dos cursos d'água, ocasionando o aumento da ocorrência de enchentes, desmoronamentos, desbarrancamentos nas épocas de chuva, bem como a potencialização de secas nas épocas do ano com menor índice pluviométrico.

As interações e interdependências entre conservação dos solos, dos recursos hídricos e da biodiversidade são amplamente reconhecidas no meio acadêmico, ao mesmo tempo em que a percepção da importância da gestão integrada (visando à utilização racional e conservação desses recursos) vem se ampliando para as sociedades contemporâneas.

O histórico do modelo de ocupação do solo brasileiro pelos colonizadores, efetivado de acordo com uma lógica extrativista, na maioria das vezes sem manejo adequado, associado ao modelo de extração de minérios e a implantação de monoculturas que é aplicado até hoje, com raras exceções, reflete-se também nas intervenções de alguns setores da sociedade, norteados por um modelo de desenvolvimento econômico imediatista, que vêm historicamente fazendo pressões políticas e promovendo o avanço das chamadas fronteiras agrícolas e expansões imobiliárias que culminam, grande parte das vezes, na conversão de ecossistemas ao solo exposto.

A substituição de ecossistemas nativos por áreas de intenso uso antrópico ocasiona a fragmentação da paisagem coberta por vegetação nativa e acarreta o isolamento entre populações e ecossistemas, provocando sérios prejuízos à grande maioria das espécies de ocorrência local. Efeitos negativos sobre a capacidade de alimentação, adaptação e reprodução das espécies são nitidamente perceptíveis nas áreas marginais dos fragmentos de vegetação nativa (fenômeno conhecido como efeito de borda). A falta de conectividade (ou isolamento) entre estes ocasiona problemas de ordem genética, relacionados à diminuição do fluxo gênico entre populações. O efeito de borda e o isolamento colocam em risco a sobrevivência de muitas espécies e, conseqüentemente, afetam os ecossistemas remanescentes e sua capacidade de se manter ao longo do tempo.

No sentido da utilização racional dos recursos naturais e de sua conservação, muito se tem investido na criação de áreas protegidas, na criação e aprimoramento das legislações florestais e ambientais em diversos países, no desenvolvimento de estratégias de conservação em áreas públicas e privadas, bem como em acordos internacionais visando o uso racional e a conservação de ecossistemas nativos. A Convenção da Diversidade Biológica (CDB), a

Convenção de Áreas Úmidas (RAMSAR) e a Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, por exemplo, sinalizam claramente a visão dos países signatários e seu entendimento sobre a importância da gestão racional e conservação da biodiversidade, bem como das consequências irreversíveis no caso da sua diminuição e extinção.

No Brasil, a criação de Unidades de Conservação em territórios públicos e a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei 9.985 de 2000), a criação da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938 de 1981), o surgimento da primeira versão do Código Florestal em 1934 (Decreto 23.793/34) e posteriormente o atual (Novo) Código Florestal em 1965 (Lei 4.771/65), refletem a preocupação da sociedade brasileira em utilizar de forma racional o território nacional.

No que se refere à conservação e à gestão de recursos naturais, o Código Florestal define dois importantes instrumentos: as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RLs).

As APPs, aplicadas a áreas públicas e privadas, rurais e urbanas, são situadas ao longo de rios e demais cursos d'água, sendo sua dimensão uma função da largura do próprio curso d'água. Ainda estão incluídas nas APPs as áreas ao redor de lagos e reservatórios naturais ou artificiais, nascentes, no topo de montes e serras, nas áreas com declividade acima de 45° e nas áreas com altitude acima de 1.800 metros, dentre outras situações. As RLs, aplicadas somente a áreas privadas e rurais, por sua vez, podem ser alocadas de diferentes formas, conforme previsto no artigo 16 do Código Florestal.

Em relação às RLs, especificamente tratando da sua localização, o Código Florestal vigente estabelece critérios gerais. Sua aplicação na prática, portanto, pode gerar subjetividades se considerarmos, por exemplo, os métodos e critérios usualmente adotados para sua execução no Estado de São Paulo.

O mecanismo da compensação de RLs entre propriedades apresenta-se como uma ferramenta interessante do ponto de vista de gestão de recursos naturais e de conflitos, pois permite planejar a configuração espacial da biodiversidade,

nos casos onde a propriedade não disponha da porcentagem de RL definida por Lei, ou mesmo tenha porcentagens excedentes do previsto em Lei.

No meio técnico e acadêmico, os profissionais que lidam com priorização de áreas para a locação de RLs ou outras florestas protetoras nem sempre conseguem abranger de forma satisfatória os três elementos a serem protegidos (solos, água e biodiversidade), apesar da inter-relação intrínseca a esses recursos. Alguns métodos de localização de florestas protetoras tendem a priorizar a locação das mesmas em áreas importantes para a proteção dos recursos hídricos (zonas ripárias, áreas à margem de corpos d'água, áreas hidrologicamente sensíveis – AHS, ou áreas variáveis de afluência - AVA); outras priorizam a conservação do solo baseando-se em características edafo-climáticas e topográficas (definição de áreas susceptíveis à erosão, classe de declividade); outras ainda têm maior foco em processos ecológicos e conservação da biodiversidade (formação de corredores, aumento da conectividade entre fragmentos de vegetação nativa na paisagem e redução de efeitos de borda).

Considerando a escala na qual são tomadas as decisões pelos órgãos gestores (para o caso do Estado de São Paulo, as unidades administrativas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB), a aplicação de alguns métodos para identificar as áreas prioritárias para a localização de RLs pode esbarrar na escassez de dados específicos demandados pelo modelo ou método a ser utilizado. Além da não disponibilidade de dados fundamentais para alguns métodos, deve ser considerada também a atual situação dos órgãos responsáveis pela alocação das RLs que, na maioria das vezes, enfrentam limitações de equipamentos, infra-estrutura e pessoal especializado, decorrentes da falta de priorização pelos governos estaduais dos serviços prestados pelas Secretarias Estaduais de Meio Ambiente, evidenciadas nos orçamentos destinados às mesmas, especialmente se comparados com orçamentos das secretarias de Agricultura, Desenvolvimento, Obras, dentre outras. Dado esse contexto, evidencia-se a necessidade de buscar instrumentos mais precisos, de fácil aplicação e que não dependam de dados de difícil aquisição para a sua utilização, para que sejam cumpridos, da forma

mais satisfatória possível, os objetivos designados ao instrumento RL.

Os esforços da sociedade e da comunidade científica em avançar no sentido de instrumentalizar o poder público e a iniciativa privada na gestão dos recursos naturais, assim como os avanços na legislação florestal e ambiental obtidos pelo Brasil nas últimas décadas, culminaram no reconhecimento (por diferentes segmentos da sociedade) da necessidade de aprimoramento do Código Florestal vigente, de modo a possibilitar a atuação do Estado com vistas à gestão racional dos recursos naturais, bem como, para que a Lei possa servir de base para a definição de políticas públicas para o uso da terra.

Diferentemente do que se esperava, no entanto, o projeto aprovado pela Câmara Federal em 24 de maio de 2011 (PL 1.876-C, de 1999) que baseou o Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011 do Senado, não apenas desconsidera os avanços já obtidos anteriormente, como implica retrocesso em alguns aspectos da legislação vigente, como é o caso da regulação do território rural privado pelo Estado, ao propor reduções em termos de área, porcentagem e flexibilizações dos instrumentos RL e APP, além de outras alterações.

Este fato gerou diversas contestações tanto por parte da sociedade civil como da comunidade científica. Exemplo disso são as manifestações tornadas públicas pela Sociedade Brasileira de Progresso da Ciência (SBPC) e pela Associação Brasileira de Ciência (ABC), questionando principalmente a ausência de diálogo com as entidades científicas para fundamentar as propostas de alteração do Código Florestal brasileiro.

Frente ao contexto exposto, a presente pesquisa insere-se nas discussões sobre métodos para definir áreas prioritárias para a localização de Reservas Legais (considerando a possibilidade de compensação entre propriedades), de forma a avaliar qual método testado tem maior potencial de conservação da biodiversidade (valendo-se da análise de métricas de paisagem), bem como avaliar a possibilidade de aplicação desses métodos pelas Secretarias de Estado de Meio Ambiente.

A partir desse estudo, utilizando-se um dos métodos para localização de

Reservas Legais testados, procedeu-se à elaboração de distintos cenários de forma a representar o Código Florestal vigente e diferentes possibilidades de alterações propostas e defendidas por distintos segmentos da sociedade, de modo a identificar os potenciais impactos para a conservação da biodiversidade de cada um desses posicionamentos, baseando-se a análise em métricas de paisagem.

Para a definição dos cenários gerados para representar diferentes posicionamentos em relação às alterações do Código Florestal foi realizada uma revisão bibliográfica sobre ao assunto, de forma a contemplar diferentes visões acerca do tema, como o posicionamento de estudiosos de temas relacionados à conservação da biodiversidade, dos solos e dos recursos hídricos, o posicionamento da SBPC e da ABC, bem como o posicionamento presente nos conceitos que balizaram a elaboração do PL 1.876-C/1999.

É importante ressaltar que apesar de ter-se tomado por base o Projeto de Lei 1.876-C de 1999 (aprovado pela Câmara Federal em 24 de maio de 2011) e o Projeto de Lei da Câmara n.º 30/2011 (encaminhado ao Senado) para representarem as correntes que defendem a flexibilização do Código Florestal (baseando-se no fato de o PL propor flexibilizações diversas na Lei e de que a Comissão Especial designada para a redação do texto do mesmo ter sido composta em sua maioria por representantes do agronegócio), elaborou-se cenários representando tendências de flexibilização da Lei, porém, que não fossem baseados nas redações específicas desses Projetos de Lei e de seus artigos, para dessa forma tentar refletir a concepção de utilização do solo e dos recursos naturais que balizaram a formulação da proposta de alteração do Código Florestal contida nos PLs, principalmente em relação às flexibilizações propostas na aplicabilidade dos instrumentos Reserva Legal e Área de Preservação Permanente. Essa ressalva apresenta-se importante dado o caráter datado desses textos (PLs), bem como as alterações que os mesmos sofrem até sua aprovação final, como, por exemplo, as alterações sofridas desde a primeira versão do PL 1.876-C (de 1999), até sua aprovação na Câmara em 2011 e posteriormente sua passagem pelo Senado como PL 30/2011.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – A importância da conservação dos recursos naturais

A importância da biodiversidade e a necessidade da sua conservação *in situ* é amplamente reconhecida pela sociedade civil contemporânea, por seus representantes governamentais e não governamentais e pelo meio acadêmico/científico. Tal reconhecimento deve-se ao estabelecimento comprovado de benefícios diretos e indiretos da biodiversidade e pode ser confirmado pela evolução, nas últimas décadas, das legislações ambientais e florestais em diversos países, pelo surgimento de estratégias de conservação, tanto em áreas públicas como privadas, além da realização de encontros internacionais que abordam os mais variados temas ambientais nos quais, grande parte deles, apresenta relações diretas ou indiretas com a biodiversidade e sua conservação.

Metzger (2002) justifica a importância da manutenção da integridade ecológica de áreas naturais, por tratar-se de um patrimônio que se torna cada vez mais valioso com o avanço da genética. O autor frisa ainda que deva ser dada atenção, em particular, à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade.

São comentados por Miller, em Harris (1984), exemplos de valorações econômicas da biodiversidade associadas à atividades agrícolas, florestais, farmacêuticas, químico-industriais, dentre outras aplicações, além de valores éticos e espirituais, considerados pelo mesmo como de alta importância.

Há segmentos de produtores rurais, segundo Oliveira e Bacha (2003), que reconhecem o valor da preservação ambiental como garantia de sustentabilidade, de conservação da biodiversidade e de vários processos biológicos. Aspectos como disponibilidade de água em quantidade e qualidade, diminuição da necessidade de agrotóxicos e a saúde do agricultor e consumidor podem ser citados.

Para evidenciar a importância da biodiversidade para as sociedades humanas e as consequências de sua degradação, Fernandez (2005) relaciona a

ascensão e o declínio de civilizações, ao longo da história, associados à disponibilidade ou escassez de recursos naturais. Para exemplificar, o autor utiliza a história dos anasazi, povo que no passado habitou uma região de antigas florestas de árvores decíduas e de pinheiros, onde encontra-se atualmente um deserto nos Estados Unidos, conhecido como Chaco Canyon. Segundo o autor, a provável causa do declínio dessa civilização foi a exploração desordenada e desenfreada dos recursos naturais, que culminou em um processo irreversível de desertificação da região e inviabilidade da continuidade dos anasazi no local.

Em escala global, a conservação e a restauração da biodiversidade assumem papel central em discussões internacionais contemporâneas. Segundo Oliveira e Bacha (2003), o desmatamento tem sido colocado como um dos fatores geradores do efeito estufa. Embora se saiba que grande parcela da emissão de gases geradores do efeito estufa se deva à queima de combustível fóssil pelos Estados Unidos e por países da Europa Ocidental, o desmatamento, seguido da queima do material lenhoso, também contribui para gerar os gases do efeito estufa. Por outro lado, a manutenção de florestas e, principalmente, sua ampliação servem para o seqüestro de carbono. Com base nesses argumentos, de acordo com os autores, retornos financeiros oriundos do Protocolo de Kyoto podem representar um incentivo para o setor florestal no Brasil, inclusive para auxiliar na recomposição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs).

A evolução do conhecimento acadêmico/científico acerca da relação da presença de ecossistemas nativos (em áreas com biodiversidade relativamente conservada) com a regulação e manutenção de funções hidrológicas de corpos d'água, fundamentou a consolidação de inúmeras leis de proteção às florestas, disponibilizando argumentos amplamente aceitos pela sociedade para a manutenção, atualização e evolução dessas leis. A relação entre a presença de ecossistemas nativos com a manutenção da quantidade e da qualidade das águas pode ser amplamente encontrada na literatura (LOWRANCE *et al.*, 1997; ZAKIA 1998; MEYER *et al.*, 2003; RODRIGUES e LEITÃO FILHO, 2004; SWEENEY *et al.*, 2004; ZAIMES *et al.*, 2004; TUNDISI e TUNDISI, 2010).

As florestas mantêm os solos porosos e esses absorvem as águas que escoam das áreas agrícolas em direção aos rios, evitando que esse excesso de águas cause inundações mais abaixo. Essas áreas, se convertidas em pastagens ou cultivos agrícolas, perdem sua porosidade. Em consequência, as águas das chuvas passam direta e rapidamente aos rios, produzindo maiores e mais freqüentes inundações, maiores danos materiais e mais perda de vidas (SILVA *et al.*, 2011).

Zakia (1998) comenta que a função hidrológica da vegetação ciliar ou ripária está compreendida na sua influência em uma série de fatores importantes para a manutenção da estabilidade da microbacia, tais como: processo de geração do escoamento direto de uma chuva; atenuação do pico das cheias; dissipação de energia do escoamento superficial pela rugosidade das margens; equilíbrio térmico da água; estabilidade das margens e barrancas; ciclagem de nutrientes; controle da sedimentação, etc., influenciando desta forma, indiretamente, a qualidade da água e o habitat de peixes e de outras formas de vida aquática.

Na abrangente revisão bibliográfica realizada por Silva *et al.* (2011), os autores detalham que a faixa ripária ocupada por vegetação nativa promove vários serviços ambientais fundamentais para a própria agricultura e para a qualidade de vida da sociedade em geral. Esses serviços são fundamentais no processo de tecnificação da agricultura brasileira, colaborando na polinização da maioria das culturas agrícolas e evitando danos e perdas, que contribuem para o insucesso financeiro da atividade de produção agrícola. Os autores citam, com o devido suporte da literatura científica disponível, alguns serviços ambientais característicos das áreas ripárias, como: infiltração de água e amortecimento de enchentes; retenção de partículas de solo, erosão e assoreamento; retenção de nutrientes provenientes de áreas agrícolas; retenção de agroquímicos (inseticidas e herbicidas) provenientes de áreas agrícolas; fonte de alimento e proteção para organismos aquáticos; conservação da biodiversidade remanescente; ligação entre remanescentes (corredor ecológico) na paisagem.

Para Agnew *et al.* (2006), as áreas hidrologicamente sensíveis, também

referidas como áreas variáveis de afluência (AVAs), apresentam como característica principal a alta propensão a causar escoamento superficial (ES) ou enxurradas, ou seja, com o início da precipitação pluviométrica, são as áreas que primeiro tendem a gerar ES, tendo dessa forma relação direta com a conservação de solos e recursos hídricos.

Propostas de localização de florestas e manejos diferenciados em áreas sensíveis (hidrologicamente ou biologicamente) vêm sendo apresentadas por diferentes pesquisadores (WALTER *et al.*, 2000, AGNEW *et al.*, 2006; ZAKIA 1998; METZGER 2010; RANIERI 2004; RIBEIRO *et al.*, 2009; ATTANAZIO 2004; dentre outros).

Na prática, no entanto, as taxas presentes e previstas de extinção de espécies de plantas e animais vêm acarretando dramáticas implicações (MILLER, em HARRIS, 1984) e, ainda nos dias de hoje, mantém-se urgente a necessidade da adoção de medidas para reduzir o desmatamento e promover a conservação e restauração de ecossistemas nativos. Para Turner (2001) as altas taxas de conversão de coberturas naturais em outras formas de cobertura são crescentes, especialmente em regiões com alto crescimento populacional.

2.2 - O modelo de ocupação do solo no Brasil

Apesar dos esforços de diferentes setores da sociedade, o modelo de ocupação do solo adotado no Brasil após a chegada dos povos europeus, especialmente os portugueses nos idos do ano de 1.500, é o mesmo vigente até os dias de hoje. Esse modelo de ocupação prioriza a produção agrícola e adota a supressão dos ecossistemas locais para a implantação de monoculturas, na maioria das vezes utilizando espécies exóticas, em termos de ocorrência fitogeográfica.

Observa-se atualmente, portanto, o predomínio de um modelo de atividades econômicas agrícolas que não levam em consideração a importância da biodiversidade, de suas relações com a manutenção do solo e dos recursos hídricos, nem mesmo as prováveis conseqüências no caso de sua redução e/ou extinção. Dessa forma, ocorreu e ainda ocorre a fragmentação dos

ecossistemas nativos, gerando problemas relacionados com a redução das populações da fauna e da flora, bem como a ocorrência de problemas oriundos do isolamento, como a endogamia genética em populações animais e vegetais nas áreas fragmentadas. Por consequência, ocorre o comprometimento dos benefícios ambientais associados aos ecossistemas nativos, como por exemplo, a conservação dos solos e dos recursos hídricos.

A Mata Atlântica, bem como outros biomas ocorrentes no Brasil, é um típico exemplo de ocupação humana no qual os ecossistemas originais foram e ainda são convertidos em áreas agrícolas e/ou urbanas. Alguns autores citam alarmantes porcentagens de áreas naturais restantes. Como exemplo, o estudo realizado por Ribeiro *et al.* (2009) mostrou que apenas 11,7% da vegetação original da Mata Atlântica ainda existe, apontando a extrema degradação desse bioma.

A unidade de paisagem que recobre a maior parte da paisagem (unidade dominante em termos de recobrimento espacial) é denominada de matriz. Uma segunda definição de matriz (particularmente utilizada em estudos de fragmentação) é o conjunto de unidades de não habitat para uma determinada comunidade ou espécie (METZGER, 2001).

No processo chamado de inversão da matriz, a dominância espacial da cobertura nativa original é substituída pela dominância de outras unidades de paisagem. Nos casos das ocupações antrópicas, as matrizes geralmente passam a ser compostas por atividades agrícolas ou urbanas e os ecossistemas nativos passam a ficar distribuídos na forma de manchas ou fragmentos remanescentes.

Dois dos grandes problemas que comprometem a capacidade de manutenção a médio e longo prazo dos remanescentes decorrentes do processo de fragmentação são o isolamento e o efeito de borda.

Para Turner (1996), o desmatamento geralmente converte paisagens de floresta contínua em fragmentos florestais dentro de uma matriz não florestal, com consequências para a biodiversidade em nível de paisagem e de

fragmento. Ainda segundo o autor, há uma tendência de simplificar a análise da fragmentação, considerando uma matriz desflorestada contendo fragmentos de floresta sem perturbação. O desmatamento, porém, sem dúvida afetará os remanescentes, árvores cairão, cursos d'água serão desviados, animais serão caçados e fogo ou fumaça entrarão nos fragmentos.

Para Metzger (2001), conectividade da paisagem é a capacidade da paisagem de facilitar fluxos biológicos. A conectividade depende da proximidade dos elementos de habitat, da densidade dos corredores e *stepping stones* (ou trampolins ecológicos) e da permeabilidade da matriz. Metzger (2010) aponta que, do ponto de vista biológico, os corredores facilitam o fluxo de indivíduos em paisagens fragmentadas e que o deslocamento dos mesmos é essencial para a sobrevivência das espécies.

Se a matriz desflorestada é inóspita para espécies animais florestais, ocorrerá pouca ou nenhuma imigração de indivíduos para colonizar esses fragmentos após o isolamento (TURNER, 1996).

O isolamento, portanto, acarreta na redução do fluxo gênico entre indivíduos de populações animais e vegetais e tende a causar endogamia genética, comprometendo a viabilidade, a médio e longo prazo, das populações de fauna e flora. Esse desequilíbrio, por sua vez, deverá interferir nas relações interespecíficas que afetarão significativamente o funcionamento e manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. O estudo realizado por Seoane *et al.* (2000) com a espécie *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã) é um exemplo da ocorrência desse processo em espécies vegetais: os resultados apontaram que o coeficiente de endogamia para a espécie foi maior no menor fragmento estudado.

Segundo Turner (1996), a natureza da matriz tem um papel importante na determinação de movimento de organismos entre fragmentos florestais. Para o autor, a imigração é um fenômeno importante para manter a diversidade em florestas tropicais, sendo que em fragmentos isolados, as espécies raras irão morrer e não serão repostas devido à não imigração de novos indivíduos.

Em relação à capacidade de movimentação de espécies na paisagem, Metzger (2003) define a permeabilidade da matriz (unidades de não hábitat) como a capacidade de facilitar fluxos biológicos.

Em revisão realizada por Metzger (2010), o autor comenta que há claras evidências de que paisagens com menos de 30% de hábitat, em áreas antropizadas, tendem a conter apenas fragmentos pequenos e muito isolados, e suportam, por consequência, comunidades muito empobrecidas. O autor cita estudos recentes realizados no Brasil (MARTENSEN *et al.*, 2008; METZGER *et al.*, 2009) que comprovam essa porcentagem ao analisar diferentes grupos taxonômicos. O limiar de 30% poderia ser considerado, assim, como um limite mínimo de cobertura nativa que uma paisagem intensamente utilizada pelo homem deveria ter, permitindo conciliar uso econômico e conservação biológica. Quando tratando especificamente de RLs (fora da Amazônia), o autor afirma que a literatura sobre limiares em ecologia sustenta a definição de pelo menos 20% em regiões mais intensamente ocupadas, sem incluir as APPs nestes percentuais.

A composição e a configuração da paisagem, segundo McGarigal & Marks (1995), podem afetar processos ecológicos independentemente ou interativamente. Taylor *et al.* (1993), definem que conectividade da paisagem é o grau no qual a paisagem facilita ou impede a movimentação entre fragmentos. Em paisagens extremamente fragmentadas a composição da matriz e a distância entre fragmentos são determinantes no fluxo de organismos. Ribeiro *et al.* (2009), identificaram que a distância média dos fragmentos da Mata Atlântica é de 1.400 metros, se considerados também os fragmentos menores de 50 ha.

Para Turner (1996) a fragmentação de florestas tropicais é a maior ameaça à diversidade local. O autor ressalta o impacto das ações antrópicas e evidencia que a extinção de espécies está relacionada à restrição do tamanho populacional, efeitos de borda e invasão de espécies exóticas sendo que, quando os fragmentos tornam-se muito pequenos, ocorre a diminuição das populações para níveis inviáveis, provocando extinções.

Os efeitos de borda são resultados da interação entre dois ecossistemas adjacentes, quando os dois são separados por uma transição abrupta. As bordas afetam os organismos nos fragmentos florestais, causando mudança nas condições bióticas e abióticas (MURCIA, 1995).

O microclima da floresta, para Turner (1996), é determinado pela distância da periferia do fragmento. O autor completa que esse comportamento é próprio das bordas e não intrínseco aos fragmentos e ainda que as bordas podem ser inóspitas para a maioria das espécies florestais, levando à diminuição no tamanho do fragmento.

Os limites externos dos perímetros ou bordas dos remanescentes florestais tendem a interferir consideravelmente na dinâmica dos mesmos. Para Murcia (1995), a composição, a estrutura e os processos ecológicos de um ecossistema próximo da linha de contato com outros ecossistemas podem ser mudados. A intensidade dos efeitos de borda pode ser medida pela distância na qual essas mudanças penetram em um habitat.

McGarigal & Marks (1995) apontam que a área total de borda numa paisagem é importante para muitos fenômenos ecológicos e que a proporção da área afetada é função da forma, orientação e da cobertura adjacente. Os autores comentam ainda que alterações microclimáticas (quantidade de luz, ventos e umidade) nas áreas de borda, em combinação com alterações na herbivoria e dispersão de sementes, têm relação com alterações em padrões de composição de espécies e estrutura da vegetação.

Metzger (2010) acrescenta ainda que as bordas de ambientes florestais ficam sujeitas ao aumento de luminosidade, ressecamento do ar e do solo, aumento da entrada de espécies invasoras e generalistas e da ocorrência de rajadas de vento e queimadas, que excluem espécies de sombra, levando a maior mortalidade.

O efeito de borda, segundo revisão realizada por Murcia (1995) sobre o tema, acarreta alterações abióticas (mudanças nas condições do ambiente decorrentes da proximidade com uma matriz diferente), em efeitos biológicos

diretos (alterações na abundância e distribuição das espécies e pela tolerância fisiológica das espécies nas condições próximas da borda) e em efeitos biológicos indiretos (mudanças nas interações entre espécies, como predação, parasitismo, competição, herbivorismo, polinização e dispersão de sementes). Dessa forma, a composição de espécies nessas “porções” do fragmento fica comprometida, bem como as interações interespecíficas. A maioria dos estudos revisados pela autora demonstrou que os efeitos de borda de origem abióticas desaparecem após os primeiros 50 metros da floresta. Em relação aos fatores bióticos diretos (plantas e animais), os efeitos variam de 15 a 150 metros. Fatores bióticos indiretos (dispersão de sementes, herbivorismo, predação, invasão de espécies, etc.) foram detectados de 10 a 600 metros.

A revisão realizada por Metzger (2010) aponta que os efeitos mais intensos ocorrem nos 100 primeiros metros, sendo que esse é um limite mínimo a ser considerado quando do planejamento de corredores, que devem conter, segundo a revisão feita pelo autor, pelo menos 200 metros totais de largura para que comecem a diminuir os efeitos de borda.

A Mata Atlântica, segundo levantamento realizado por Ribeiro *et al.* (2009), está distribuída em 245.173 fragmentos de floresta, sendo que 83,4% desses fragmentos (204.469) são menores do que 50 ha e juntos somam 20,2% do total dos remanescentes. Fragmentos menores do que 250 ha representam mais de 97% do número total e somam mais de 42% do total de área florestal. Em contraste, somente 0,03% (77 fragmentos) são maiores que 10.000 ha, e juntos somam aproximadamente 4 milhões de ha. Ainda segundo o levantamento realizado, se considerada distância de 250 metros, 73% dos fragmentos ficam inseridos como área de borda; da mesma forma, se consideradas distâncias de 100 metros, 46% está a menos de 100 metros da borda e se considerado um efeito de borda de 1.000 metros, restam apenas 7,7% de área central para o bioma da Mata Atlântica.

2.3 – O Código Florestal Brasileiro

2.3.1 – Histórico e definições

A conservação de áreas naturais através de instrumentos legais pode ocorrer em áreas públicas ou privadas. Como o foco do presente trabalho é o Código Florestal, mais especificamente, a aplicação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e das Reservas Legais (RLs) em áreas rurais, não serão abordadas nessa revisão questões relacionadas às áreas naturais protegidas em território público, com exceção das APPs, que são passíveis de aplicação em territórios públicos.

A conservação da biodiversidade em áreas privadas apresenta-se como uma das mais importantes estratégias para regular a ocupação do solo em território nacional. O Código Florestal, em todo seu histórico, desde sua primeira versão à versão vigente e suas complementações, foi elaborado sempre de forma a considerar o potencial produtivo e as atividades econômicas, porém, com diretrizes mínimas de utilização racional dos recursos naturais.

A legislação florestal brasileira teve seu marco inicial com a aprovação do seu primeiro Código Florestal (Decreto no 23.793, de 31 de janeiro de 1934). Segundo Oliveira e Bacha (2003), a reserva legal foi formalmente instituída no Brasil nessa ocasião e esse ato jurídico é conhecido como o primeiro Código Florestal, no qual se estabeleceram limites ao uso da terra dentro da propriedade rural. Esta deveria ser dividida em duas áreas: as áreas livres para exploração e as áreas a serem mantidas com florestas. Estas últimas seriam, no mínimo, 25% da propriedade rural e as florestas localizadas ao redor de cursos d'água.

O atual Código Florestal (Lei no 4.771, de 1965), além de contemplar aspectos econômicos diretos e indiretos, passou a abordar também um maior número de aspectos ecológicos ligados à conservação de áreas naturais, como pode ser observado também nas alterações e complementações que sucederam a aprovação do texto original.

Bernardo (2010) faz uma interessante e rica revisão sobre o histórico da legislação florestal no Brasil desde os tempos da chegada dos europeus, em 1.500, até os dias de hoje. Essa compilação mostra-se bastante elucidativa, inclusive do ponto de vista da história do país, evidenciando a forma com a qual a sociedade brasileira lida com os recursos naturais, bem como as formas de regulação e gestão já experimentadas.

Oliveira e Bacha (2003) comentam que, de acordo com o Código Florestal vigente, a propriedade rural deve ser dividida em três parcelas: a primeira corresponde às APPs, as quais não podem sofrer a ação do homem; a segunda corresponde à RL, que assume diferentes porcentagens, em função da região ou bioma em que está inserida; e a terceira corresponde à área que restar em um imóvel rural que, depois de definidas e executadas as áreas de preservação permanente e a RL, é livre para exploração econômica.

As Áreas de Preservação Permanente têm por objetivo proteger as florestas e demais formas de vegetação, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. O texto legal define ainda que a supressão da vegetação nas APPs poderá ser autorizada somente em caso de utilidade pública ou de interesse social, quando inexisterem alternativas técnicas e de localização ao empreendimento proposto.

Já no caso das Reservas Legais, de acordo com o parágrafo 2º do artigo 16 do Código Florestal, além da floresta cumprir as finalidades de conservação da biodiversidade, deve servir como reserva de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros. Dessa forma, podem ser manejadas dentro de regime de manejo florestal sustentável, com projeto/plano pré-aprovado junto ao órgão competente.

Além dos aspectos citados, Machado (1996) comenta que, no Estado de São Paulo a RL, entendida como sendo a área de, no mínimo, 20% de cada propriedade, onde não é permitido o corte raso, deverá ser averbada à margem da inscrição da matrícula do imóvel, no registro de imóveis competente, sendo

vedada a alteração de sua destinação, nos casos de transmissão a qualquer título ou de desmembramento da área (art. 16 §, 2.º da Lei 4.771/65, com a redação dada pela Lei 7.803/89).

As Áreas de Preservação Permanente têm sua localização definida pela Lei e são situadas ao longo de rios e demais cursos d'água, sendo sua dimensão uma função da largura do próprio curso d'água. Ainda estão incluídas nas áreas de preservação permanente as áreas ao redor de lagos e reservatórios naturais ou artificiais, nascentes, no topo de montes e serras, em áreas com declividade acima de 45º e em áreas com altitude acima de 1.800 m, dentre outras situações.

As Reservas Legais, por sua vez, podem ser alocadas de diferentes formas na propriedade rural, conforme o artigo 16 do Código Florestal:

§ 4º - A localização da Reserva Legal deve ser aprovada pelo órgão ambiental estadual competente ou, mediante convênio, pelo órgão ambiental municipal ou outra instituição devidamente habilitada, devendo ser considerados, no processo de aprovação, a função social da propriedade, e os seguintes critérios e instrumentos, quando houver:

I - o plano de bacia hidrográfica;

II - o plano diretor municipal;

III - o zoneamento ecológico-econômico;

IV - Outras categorias de zoneamento ambiental; e

V - a proximidade com outra Reserva Legal, Área de Preservação Permanente, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida.

Conforme comentado por Ranieri (2004), a Medida Provisória nº 1.956-50 de 26 de maio de 2000 e suas reedições incluíram algumas modificações importantes no texto do Código Florestal no que diz respeito às RLs. A primeira delas foi a possibilidade de instituição dessas reservas em regime de condomínio entre mais de uma propriedade, respeitado o percentual legal em relação a cada imóvel. Isso significa, segundo o autor, que uma propriedade rural que não possua áreas com cobertura vegetal natural em dimensão suficiente para atingir o percentual necessário para compor a reserva legal, pode compensar essa deficiência utilizando, para o cômputo da reserva, áreas

naturais situadas em outras propriedades.

De forma simplificada pode-se dizer que o mecanismo de compensação, permite a “troca” de RLs entre propriedades. Dentre alguns aspectos positivos dessa prática pode-se citar a possibilidade de manter fragmentos existentes e de diminuir efeito de borda ao somar RLs e formar maciços maiores.

Metzger (2010), considera que aspectos positivos são obtidos pela agregação das RLs em condomínios (manutenção ou criação de grandes fragmentos), porém, ressalta que devam existir limitações de forma a não gerar disparidades em termos de cobertura vegetacional nativa entre regiões e sugere que as limitações podem ser estabelecidas pelo limites de bacias hidrográficas intermediárias, da ordem de 10 a 50 mil ha.

Em revisão sobre o tema, Silva *et al.* (2011), dizem que a compensação de áreas de RLs deveria ser planejada numa escala restrita, preferencialmente dentro de bacias hidrográficas de cerca de 50 a 100 mil hectares de extensão, ou num raio de 10 a 30 km a partir da área a ser compensada, privilegiando a compensação em áreas mais próximas, ponderando porém a extensão da área a ser considerada em função da disponibilidade de áreas para compensação.

Quanto à compensação, diferentes regulamentações e diretrizes definem os critérios e recortes territoriais nos diferentes Estados brasileiros (BERNARDO, 2010).

Como citado anteriormente, de acordo com o Código Florestal, a gestão das RLs (com ou sem compensação) deve ser feita pelo órgão ambiental estadual competente, ou mediante convênio, pelo órgão ambiental municipal ou outra instituição devidamente habilitada.

No Estado de São Paulo, a partir de 2009, com a Lei Nº 13.542, de 8 de Maio de 2009, que dispõe sobre a alteração da denominação da CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental e trata de novas atribuições à Companhia, as atividades executadas pelo antigo DEPRN (Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais) e pelo DUSM

(Departamento de Uso do Solo) passou para a responsabilidade da CETESB.

No que se refere à tomada de decisão quanto à localização mais adequada de RLs, a exequibilidade da aplicação dos critérios existentes esbarra em alguns aspectos relacionados à generalidade dos mesmos (por exemplo, mesma bacia hidrográfica, proximidade de maciços florestais, etc.). No Estado de São Paulo, foco desse estudo, as orientações assemelham-se bastante às orientações gerais constantes no Código Florestal. A generalidade dos critérios, portanto, podem dar margem a subjetividades e gerar conflitos entre técnicos das SMAs e proprietários rurais na decisão de onde localizar as RLs na propriedade rural.

De acordo com o exposto anteriormente, observa-se a necessidade de estudos para definição de critérios mais claros, de fácil aplicação e eficientes para localização de reservas legais pelos órgãos gestores que considerem, entre outros critérios: a diminuição do efeito de borda nos fragmentos existentes, o aumento da conectividade dos mesmos na paisagem, a contemplação de diferentes fisionomias florestais e a conservação de solos e recursos hídricos.

Podem ser encontradas na literatura algumas abordagens em relação ao tema localização das Reservas Legais (RANIERI 2004; ATTANAZIO, 2004, dentre outros), porém, por não haver disponível uma extensa literatura especificamente sobre localização de RLs, foi realizada também a busca de autores que sugerem áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, dos solos e dos recursos hídricos.

Num planejamento ideal deseja-se poder abranger a conservação de todos os recursos em questão, ou o máximo número de recursos possíveis, porém, as metodologias disponíveis tendem a focar preferencialmente em um recurso, ressaltando-se, porém, as inter-relações entre conservação do solo e água e os benefícios para a biota em geral. Dessa forma, diferentes pesquisadores e setores da sociedade entendem de formas distintas o tema localização de RLs e de florestas de conservação.

De acordo com Walter *et al.* (2000), pela teoria da Área Variável de Afluência - AVA (*Variable Source Area - VSA*), existem áreas nas microbacias hidrográficas

propensas a gerar escoamento superficial mais rapidamente que outras e que, por esse motivo, são consideradas hidrológicamente sensíveis em relação ao potencial de transportar contaminantes aos corpos d'água perenes. O termo Áreas Hidrológicamente Sensíveis – AHS (*Hidrologically Sensitive Areas – HSA*) é aplicado a essas áreas e o autor define ainda, que, de acordo com o conceito de AVA, a extensão espacial das AHS varia durante o ano, em função da precipitação pluviométrica, dentre outros fatores.

Em estudo realizado por Agnew *et al.* (2006) foi encontrada alta correlação entre o Índice Topográfico com as áreas com alta probabilidade de saturação baseadas em resultados de 30 anos de simulação com modelos em microbacias experimentais. Os autores apontam que os cálculos do Índice Topográfico são relativamente simples de serem realizados por técnicos e tomadores de decisão e são indicadores confiáveis da localização das AHSs, apresentando potencial de aplicação prática. Os autores defendem ainda que a identificação das AVAs deve ser realizada por rotinas computacionais simples, com o auxílio de sistemas de informações geográficas (SIGs) e os resultados devem servir como base para a tomada de decisão, especialmente quando os objetivos forem a conservação dos recursos hídricos e solos. No caso do estudo realizado, os autores consideram os dados necessários aos cálculos do Índice Topográfico como de fácil obtenção (em bases de dados de solos dos Estados Unidos). A aplicação no Brasil, porém, esbarra na indisponibilidade de dados (parâmetros) de forma organizada e acessível, especialmente dados como profundidade e condutividade, fundamentais para os cálculos do Índice Topográfico.

As AVAs têm sido citadas por alguns autores (ATTANASIO 2004; ZAKIA 1998) como áreas prioritárias para locação de florestas, especialmente pela capacidade de associar a conservação da biodiversidade com a conservação dos recursos hídricos. Esse tipo de argumento tem tido maior aceitação por diferentes setores da sociedade brasileira, inclusive o setor agrícola, uma vez que a importância da conservação dos recursos hídricos é amplamente reconhecida, enquanto a importância da conservação da biodiversidade ainda caminha para seu devido reconhecimento.

Attanasio (2004), por exemplo, sugere que sejam identificadas as zonas ripárias das microbacias e que, caso estas não estiverem totalmente compreendidas dentro dos limites das APPs, que sejam locadas as RLs da propriedade ou da microbacia preferencialmente nessas áreas.

Outra forma de associar a proteção da biodiversidade à conservação dos recursos hídricos é a geração de *buffers* (ou faixas) a serem somados às faixas de APPs das margens dos cursos d'água. Essa metodologia foi analisada por Ranieri (2004) (dentre outras alternativas analisadas pelo autor) e apresenta as vantagens da facilidade de demarcação em campo e de fiscalização. Alguns aspectos positivos e negativos, relacionando as configurações espaciais obtidas por esse método com a conservação da biodiversidade analisados pelo autor, são também analisados no presente estudo.

Ranieri (2004) testou ainda metodologia de sobreposição de critérios biológicos e não biológicos: 1) Manutenção dos fragmentos existentes; 2) Proteção das áreas de maior suscetibilidade à erosão; 3) Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água; 4) Proteção das cabeceiras das bacias; 5) Proteção das áreas de recarga de aquíferos; 6) Aumento da área dos fragmentos existentes; 7) Redução das distâncias (isolamento) entre fragmentos. O autor sugere a priorização da área em função do número de fatores sobrepostos.

Aspectos relacionados às estratégias de manejo da biodiversidade, visando sua conservação, devem também ser considerados, especialmente devido ao cenário de fragmentação dos remanescentes florestais e de demais formações naturais na paisagem, que acarreta processos irreversíveis de declínio genético das populações de flora e fauna, comprometendo a capacidade de resiliência dos ecossistemas.

Para estudiosos da conservação da natureza, especialmente na área da ecologia de paisagens (TURNER, 2001; METZGER, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2009; dentre outros), ações voltadas à redução de riscos de isolamento de populações e ecossistemas conduzem a uma lógica que prioriza a localização de florestas de conservação, de forma a promover a conectividade e diminuir

os efeitos de borda dos fragmentos florestais, quando do planejamento da locação de florestas/ecossistemas nativos na paisagem.

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, o embasamento técnico para a definição de áreas prioritárias para a localização de florestas (e demais ecossistemas nativos) deve levar em conta também aspectos como redução do efeito de borda e a conectividade dos fragmentos. Nesse contexto, a ecologia da paisagens pode auxiliar no planejamento e no manejo dos remanescentes, podendo dar colaborações significativas para reduzir o isolamento e o efeito de borda, especialmente quando da definição de áreas prioritárias para conservação e/ou restauração.

A principal contribuição da ecologia de paisagens, segundo Metzger (2002), é o enfoque nas relações entre padrões espaciais e processos ecológicos e a incorporação da escala nas análises. O autor observa ainda que a ecologia de paisagens apresenta-se como ferramenta interessante para responder a problemas ambientais urgentes, relacionados à fragmentação de habitats tropicais, expansão de fronteiras agrícola e uso da água.

Turner (2001) frisa que a aplicação da ecologia de paisagens tem aumentado consideravelmente nos últimos anos, devido à sua capacidade de lidar com desafios enfrentados por tomadores de decisão, especialmente quando as questões ambientais envolvidas são apresentadas em diferentes escalas. Segundo a autora, muitos tomadores de decisão têm deixado de focar em um item específico, como água ou vida silvestre, e passado a focar na integração de ecossistemas.

Para RIBEIRO *et al.* (2009), em cenários de extrema perturbação, como o caso da Mata Atlântica, várias diretrizes podem ser propostas para melhorar a conservação de espécies florestais, como: grandes fragmentos de floresta madura ou primária devem ser considerados como de alta prioridade para a conservação; fragmentos menores podem ser usados para formar mosaicos funcionais para a conectividade; a matriz ao redor dos fragmentos deve ser adequadamente manejada para minimizar os efeitos de borda; ações de restauração devem ser implantadas, particularmente em ações chave do ponto

de vista estrutural.

No intuito de compreender as implicações da fragmentação para a conservação dos ecossistemas remanescentes, podem ser utilizadas métricas de paisagens, também chamadas de parâmetros métricos de paisagem. Sua utilização visa facilitar a realização dos cálculos, das análises e das tomadas de decisão voltadas à compreensão (estudos) e à gestão de ecossistemas remanescentes.

Para Metzger (2003), como a ecologia da paisagem lida com relação entre padrões espaciais e processos ecológicos é preciso quantificar com precisão os padrões espaciais e uma das formas de quantificação é a utilização de métricas de paisagem ou índices de paisagem. O autor frisa também a importância da legenda estar de acordo com os objetivos propostos, sendo que em alguns casos apenas mata (nativa) e não mata (nativa) é suficiente, e em outros descrições pormenorizadas de estágios sucessionais secundários.

McGarigal & Marks (1995), por exemplo, citam diversas possibilidades de cálculos de parâmetros métricos da paisagem, utilizando-se o *software* FRAGSTATS, que podem ser utilizados para subsidiar as tomadas de decisão sobre planejamento de ocupação e/ou conservação em escala de paisagens, com base em conceitos de ecologia de paisagens.

Existem métricas de composição (quais unidades estão presentes na paisagem, a riqueza, área ocupada) e de disposição (grau de fragmentação, grau de contato, isolamento, área formato e complexidade de formas) (METZGER, 2003). O autor ressalta que se busca a relação entre as métricas e parâmetros biológicos, como efeitos do isolamento sobre habitats ou sobre a dinâmica de populações subdivididas, dentre outros. Quanto ao significado biológico das métricas de paisagem, o autor faz algumas considerações: a fragmentação reduz e isola áreas propícias à sobrevivência de populações, originando extinções determinísticas e estocásticas; existe uma relação positiva entre a área e a riqueza de espécies; o Isolamento age negativamente na riqueza de espécies ao diminuir o potencial de recolonização; a Conectividade age nos processos de recolonização após extinção local. A fragmentação pode

ser entendida como o grau de ruptura de uma unidade de paisagem, inicialmente contínua, que pode ser medido pelo número de fragmentos (NF) ou então por índices baseados na quantidade de borda. O isolamento pode ser medido em duas classes, as que baseiam-se em um fragmento (geralmente medidas simples de distância) e o isolamento médio entre fragmentos (através de medidas de proximidade).

Podem ser encontrados na literatura diversos trabalhos nos quais os autores escolhem diferentes métricas para analisar a paisagem de interesse e os diferentes fenômenos biológicos e ecológicos estudados. Por exemplo, no trabalho realizado por Ribeiro *et al.* (2009), os autores selecionaram cinco métricas de configuração, entendidas por eles como de fácil aplicação no planejamento de conservação: distribuição dos fragmentos por tamanho, área sobre efeito de borda, conectividade, isolamento e distância de reservas naturais. Ferraz e Vettorazzi (2003) utilizaram Área, Número de Fragmentos, Densidade (em número de fragmentos), Índice do Maior Fragmento, Área Nuclear (Central) e Distância Média do Vizinho Mais Próximo. Já Ranieri (2004), em adaptação de Batistella (2003) utilizou parâmetros métricos de paisagem para análise comparativa de cenários para localização de RLs. As métricas utilizadas pelo autor foram: Métricas de Área (número de fragmentos, área do conjunto de fragmentos, área média de fragmentos e porcentagem da área ocupada pelo conjunto de fragmentos); Métricas de Área Central (número de áreas centrais, área central total, área central média); Métricas de Vizinho mais próximo (distância média do vizinho mais próximo).

Em relação à escolha das métricas, Metzger (2003) recomenda escolher métricas simples, que, de preferência, meçam apenas um aspecto da estrutura da paisagem; atentar para a alta correlação entre algumas métricas; atentar às implicações da escala nas análises; reduzir o número de métricas utilizadas.

2.3.2 - Propostas de alteração do Código Florestal

O aspecto inerente à regulação do Estado nas atividades em áreas rurais em território nacional é explicitado logo no início da redação do Código Florestal, em seu Artigo 1º:

As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade, com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem.

No Brasil, dado o modelo vigente de uso e ocupação do solo, o Código Florestal vem sendo motivo de grande polêmica entre parcela do setor ligado à produção agrícola, os ambientalistas e o meio acadêmico. Ranieri (2004) comenta que, no Brasil, a estratégia governamental voltada para a conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares é baseada, fundamentalmente, na adoção de medidas de comando e controle. Machado (1996) argumenta que a reserva legal decorre de normas legais que limitam o direito de propriedade, da mesma forma que "as florestas e demais formas de vegetação permanente" previstas também no Código Florestal. Essas se diferenciam no que concerne à dominialidade, pois a Reserva Florestal Legal do art.16 e do art. 44 do Código Florestal somente incide sobre o domínio privado, enquanto as Áreas de Preservação Permanente incidem sobre o domínio privado e público.

A situação dos últimos anos, em que uma parcela do setor ligado à produção agrícola, representado pela bancada ruralista, exerce pressão no Congresso para "flexibilizar" o Código Florestal, já ocorreu diversas vezes em formatos diferentes, conforme exposto por Mercadante (2001). O autor expõe que em novembro de 1999, a Comissão Mista (Deputados e Senadores), constituída para proferir parecer sobre a Medida Provisória (MP) 1.736, reuniu-se para se manifestar sobre a matéria. A Comissão, que era composta majoritariamente por parlamentares ruralistas, inclusive o seu presidente, Senador Jonas Pinheiro, e o relator, Deputado Moacir Micheletto, planejou aprovar, naquela ocasião, um Projeto de Conversão em lei da MP 1.736 reduzindo ao mínimo

possível a obrigações do proprietário rural em relação à manutenção de floresta nativa na propriedade, surpreendendo os defensores do Código Florestal. A ação de Organizações Não Governamentais (ONG) ambientalistas, em articulação com alguns parlamentares de oposição e ligados à causa ambiental, impediram a votação do Projeto de Conversão, conseguindo a reversão da situação.

De acordo com Oliveira e Bacha (2003), a RL foi instituída no Brasil em 1934 e, ao longo do tempo, sofreu mudanças na dimensão e na conceituação e, não obstante a maior rigorosidade da legislação em defini-la, vem sendo sistematicamente desrespeitada. Estudos realizados pelos autores mostram que, no Brasil, menos de 10% dos imóveis rurais vêm mantendo, desde a década de 1970, reserva legal, e os que a mantêm não respeitam os limites mínimos fixados em lei. Uma provável causa do descumprimento, na visão dos autores, é que apesar da importância ecológica das áreas protegidas, para muitos agricultores, as áreas de RL são encaradas por segmentos do setor ligado à produção agrícola como uma penalização ao produtor rural que, em sua concepção, presta um serviço a toda a sociedade sem ter o devido retorno financeiro. Tal fato pode permitir a interpretação de que as APPs e RLs geram encargos exclusivamente privados e benefícios sociais.

Contradizendo este argumento, Silva *et al.* (2011) comprova que os serviços ecossistêmicos são fundamentais no processo de tecnificação da agricultura brasileira, colaborando na polinização da maioria das culturas agrícolas e evitando danos e perdas que contribuem para o insucesso financeiro da atividade de produção agrícola. Os autores destacam o papel econômico que os ecossistemas nativos prestam não só para a sociedade em geral como também à agricultura, uma vez que as florestas cumprem a função de reter os sedimentos, adubos e insumos químicos agrícolas trazidos pela erosão, evitando, principalmente, que a terra entupa a calha dos rios, açudes, reservatórios de abastecimento público de geração de energia elétrica, assim como os portos fluviais e marinhos. Dessa forma, os autores concluem que as florestas evitam assoreamento que, com o tempo, irá destruir todas essas infraestruturas públicas, causando apagão hídrico, elétrico e aumentos em custos,

que reduzirão a competitividade de produtos de exportação, devido à necessidade de maiores e mais frequentes dragagens, além de reduções na disponibilidade de água para irrigação, que afetará os custos agrícolas.

Para Lewinsohn (2010), o movimento para substituir o atual Código Florestal começou a crescer fortemente em 2008. Em setembro de 2009 foi criada, na Câmara dos Deputados, uma Comissão Especial para delinear uma nova lei substitutiva ao atual Código. Em junho de 2010, em plena campanha presidencial e Copa do Mundo, o Deputado Aldo Rebelo apresentou seu relatório, no qual encaminhou proposta de nova lei. Ainda segundo o autor, em julho, sob pressão da bancada ruralista, lobistas e representantes de interesses, a Comissão Especial aprovou a proposta, encaminhando-a já para o plenário da Câmara. Seus proponentes insistem na extrema urgência em alterar o Código Florestal para debelar uma suposta crise na agricultura brasileira, incapaz de se expandir devido à atual legislação ambiental.

Nesse contexto, essa parcela do setor ligado à produção agrícola (representado pela bancada ruralista) deixa, no mínimo, implícita a dicotomia: ou se conserva/preserva ou se produz alimentos.

Argumentos fundamentados contra essa dicotomia estão disponíveis em Martinelli *et al.* (2010), que defende que o Brasil tem área suficiente para a conservação/preservação de nosso patrimônio biológico e para continuar aumentando a produção de alimentos para o consumo interno e exportações.

Em trabalho realizado por vários autores, na publicação realizada pela SBPC e pela ABC (SILVA *et al.*, 2011), os autores apontam que ocorre a sub-utilização de terras já convertidas de florestas para agricultura e que grande parte dessas encontram-se degradadas e mal manejadas. Os autores afirmam que, com técnicas modernas disponíveis hoje em dia, tanto técnicas de produção agrícolas como ferramentas de geoprocessamento para auxílio do ordenamento territorial, o aumento da produção agrícola sem a abertura de novas fronteiras é perfeitamente possível. A revisão conclui que a alegação para mudança do Código Florestal, baseada no argumento que falta área para a produção de alimentos, não se sustenta frente a uma análise crítica dos

dados disponíveis.

Em outro aspecto abordado por Silva *et al.* (2011), em relação à suposta crise na agricultura, especialmente ligada à necessidade de converter novas áreas para agricultura para suprir a sociedade de alimentos, a revisão realizada aponta que a área ocupada com alimentos consumidos diretamente pela população tem diminuído e existe uma área significativa ocupada por pastagens de baixa produtividade. A área colhida de alimentos de consumo direto no mercado nacional, como o arroz e o feijão tem diminuído e a área colhida de mandioca tem se mantido inalterada há quarenta anos. As produtividades do feijão e do arroz tiveram aumentos modestos, não comparáveis aos aumentos observados a outras culturas, entre elas, a soja e a cana-de-açúcar. Os autores concluem que os maiores entraves para a produção de alimentos no Brasil não se devem a restrições supostamente impostas pelo Código Florestal ou de outra forma de conservação/preservação da vegetação natural, mas, sim à falta de uma política agrícola clara e eficiente, a falta de infraestrutura de transporte, armazenamento e exportação e, não menos importante, falta de segurança jurídica e pessoal para que o agricultor brasileiro possa produzir alimentos.

Nesse contexto de polêmicas, a maioria das alterações previstas na revisão do Código vem sendo contestada, tanto pelas ações que propõe como pelas consequências que sua implementação trará. Estas últimas, em grande parte, são ignoradas pelo relator do projeto e pelas correntes que ele representa (LEWINSOHN, 2010). Para o autor, o atual projeto de reforma é nitidamente tendencioso e foi gestado sem a participação adequada de pesquisadores de áreas científicas, cuja contribuição seria indispensável.

Segundo divulgação da SBPC (divulgada na home Page da SBPC em 2011), o embasamento técnico/científico utilizado na elaboração do texto do PL foi apenas de um estudo, que vem sendo questionado por diversos pesquisadores quanto ao rigor metodológico utilizado para a geração dos resultados. No desenvolver da presente pesquisa também não foram encontradas publicações técnicas que dessem suporte ao PL, além do estudo mencionado pela SBPC e ABC.

São apresentados a seguir alguns aspectos polêmicos acerca da alteração do Código Florestal (CF) pelo o Projeto de Lei 1.876-C de 1999 (PL).

O PL, a princípio, causa impressão de que pouca coisa foi alterada, especialmente pela forma como se iniciam os artigos 3º e 4º, dando definições de APP e RL muito similares às contidas no CF. No decorrer do texto, porém, algumas alterações remetem a esses artigos, criando complementações e alterações nas definições.

Um aspecto relevante nas definições do artigo 3º do PL é a alteração do ponto de medição do início da faixa das APPs de corpos d'água: ao invés ser medida pelo maior nível durante o ano, como no CF, o leito regular passa a ser a calha por onde as águas passam a correr regularmente durante o ano. A essa alteração amarra-se, no § 5º do artigo 4º, a possibilidade de plantio de culturas temporárias e sazonais de vazante, entre a vegetação de APP e o curso d'água, nas épocas de menor vazão.

Outra alteração importante do ponto de vista de gestão dos recursos naturais é a possibilidade de utilização econômicas das várzeas, desde que situadas fora dos limites da APP no § 3º do artigo 4º.

É prevista no § 2º do artigo 4º a dispensa de APPs em reservatórios que não decorram de barramento ou represamento artificiais com superfície inferior a 1 ha. Em reservatórios de até 20 ha a APP terá 15 metros. Em ambas as situações, o mínimo previsto pelo CF era 30 metros.

A definição de APPs para reservatórios para fins de geração de energia ou abastecimento, contida no artigo 5º, estabelece a faixa mínima de 30 metros e máxima de 100 metros em áreas rurais e 15 metros em áreas urbanas, porém o § 4º do mesmo artigo 5º define que, para as áreas implantadas antes da exigência de licenciamento (e não da legislação florestal), as faixas serão de 15 a 30 metros. As RLs passam a ser dispensadas para represamentos para geração de energia e abastecimento de água, de acordo com o § 3º do artigo 4º. O § 1º do artigo 5º define o entorno dos projetos para fins de licenciamento, considerando o entorno como, no máximo, 10% da área do empreendimento.

As intervenções ou supressões de vegetação em APPs, de acordo com o artigo 8º, ocorrerão nas hipóteses de utilidade pública, interesse social, baixo impacto

ambiental, atividades agrossilvopastoris, ecoturismo e turismo rural.

O artigo 8º, § 6º, define ainda que poderá ser permitida intervenção ou supressão do manguezal em áreas onde a função ecológica dos mesmos esteja comprometida.

Pelo artigo 10, no seu § 1º, será admitida a ocupação em áreas consolidadas das APPs localizadas em altitude superior a 1.800 metros e a 100 metros de tabuleiros e topos de morro.

Novamente, no artigo 13, é citada a dispensa da aplicação de RLs para reservatórios para abastecimento público e geração de energia. No seu § 7º, o mesmo artigo define que em propriedades até 4 módulos fiscais a RL passa a ser a área ocupada com vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008.

Outro aspecto que vem gerando bastante polêmica está presente no artigo 16, que permite o cômputo das RLs nas APPs, inclusive em áreas em regeneração ou recomposição.

O artigo 28 define que a supressão de vegetação que abrigue espécies em extinção dependerá de medidas compensatórias e mitigadoras.

O artigo 33 prevê as ações de regularização permitam que as multas sejam convertidas em serviços ambientais e que, nesses casos, sejam legitimadas as áreas consolidadas.

Quanto à regularização das faixas de APPs, o artigo 35 define que, para os cursos d'água de até 10 metros, as APPs terão 15 metros e não mais os 30 metros exigidos pelo CF.

Quanto aos critérios para compensação das RLs, o artigo 38 prevê a compensação no mesmo bioma, com possibilidade de ser em outro Estado.

Ainda em relação às RLs, o artigo 39 define que as porcentagens a serem mantidas devam ser as mesmas da época da supressão das florestas.

No artigo 48 aparece outro aspecto controverso em relação ao pagamento por parte do poder público à manutenção e recuperação das APPs e RLs, incluindo a possibilidade por pagamentos ambientais. O artigo 50 prevê linhas de financiamento para o manejo florestal sustentável, recuperação de APPs e RLs e recuperação de áreas degradadas.

A elaboração e aprovação do novo Código encontra-se em processo de tramitação no Senado, através do Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011, que teve por base o substitutivo PL 1.876-C, de 1999, aprovado pela Câmara Federal em 24 de maio de 2011.

A SBPC e a ABC (conforme divulgado na home Page da SBPC em 2001) encaminharam oficialmente um documento ao Senado, no qual novamente colocam-se à disposição para dar suporte técnico/científico no processo de alteração do Código Florestal, no qual analisam especificamente pontos que consideram “equivocos” constantes no texto aprovado pela Câmara Federal.

3 – OBJETIVOS

O presente estudo analisa métodos para definir áreas prioritárias para a localização de Reservas Legais e compara diferentes posicionamentos em relação à atual polêmica de alterações do Código Florestal vigente. Para tanto foram definidos os seguintes objetivos específicos:

1. Aplicar três métodos para localização de RL, com base no Código Florestal vigente, considerando a possibilidade de compensação entre propriedades, de modo a identificar qual método mais favorece a localização de RL, de forma que sejam cumpridas as funções designadas a esse instrumento legal (utilização racional dos recursos naturais e conservação da biodiversidade).
2. Eleger um dos métodos testados para gerar cenários e comparar as orientações contidas no Código Florestal vigente com as propostas para a revisão do Código Florestal apresentadas tanto pelas tendências que apóiam o Projeto de Lei 1.876-C de 1999 (convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º 30/2011) como pelas tendências da comunidade científica representada pela SBPC e pela ABC.

4 – MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento deste estudo, o recorte territorial utilizado foi o município de São Carlos-SP devido à disponibilidade de dados para a realização dessa pesquisa e ao tamanho do município (106.713,32 ha de área rural), que representa uma área total na qual as implicações sobre a biodiversidade das diferentes configurações da paisagem (cenários) fossem perceptíveis. As porcentagens de RLs e a execução das APPs foram calculadas para a área rural do município de São Carlos.

Por questões de diferenças metodológicas inerentes à utilização de métodos distintos com distintas informações, nenhum dos resultados obtidos em SIG puderam ser exatos em atingir os 20% da área rural do município de São Carlos. Os valores assumidos como 20% de RL em cada um dos métodos foram, portanto, os valores mais próximos obtidos. Com o intuito de reduzir a diferença entre as áreas finais e possíveis erros associados, optou-se por escolher sempre os valores mais próximos que estivessem abaixo do valor exato de 20% em área, ou seja, que nunca ultrapassassem essa porcentagem da área de aplicação das RLs.

O sistema de informação geográfica (SIG) utilizado no presente trabalho foi o IDRISI e o software utilizado para cálculo das métricas de paisagem foi o FRAGSTATS. Os materiais e métodos utilizados para atingir o objetivo 1 estão descritos no item 4.1 e para o objetivo 2 no item 4.2, a seguir.

4.1 – Métodos para a localização de Reservas Legais

4.1.1 – Definição de métodos a serem empregados para a localização de Reservas Legais

A escolha dos métodos para localização de RLs a serem testados no presente estudo basearam-se em dois tipos de levantamentos de métodos e critérios:

a) os critérios e métodos adotados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (via análise da legislação vigente);

b) os critérios e métodos propostos por pesquisadores que analisam o tema definição de áreas prioritárias para a localização de RLs ou de florestas de conservação (via revisão bibliográfica).

Quanto aos métodos para definição de áreas prioritárias para a localização de RLs ou de florestas de conservação levantados via revisão de literatura, como a intenção desse trabalho foi avaliar a possibilidade de aplicação por órgãos responsáveis pela gestão e localização das reservas legais de diferentes métodos, foram descartados aqueles que utilizam dados de difícil aquisição ou necessitam de treinamento e equipamentos altamente especializados, que dificultariam sua aplicação, na prática, pelas Secretarias de Estado de Meio Ambiente.

Após a análise da viabilidade de aplicação (relativa facilidade de aplicação considerando-se a necessidade equipamentos, softwares e treinamentos) e facilidade de obtenção de dados necessários à sua execução, foram selecionados os métodos para definição de áreas prioritárias para a localização de RLs mais adequados (de acordo com os critérios propostos) para serem testados no presente trabalho.

Conforme exposto no capítulo 2, às RLs são designadas as funções de conservação e reabilitação dos processos ecológicos, conservação da biodiversidade e abrigo e proteção de fauna e flora nativas (além dos aspectos econômicos ligados à utilização racional dos recursos naturais, não contemplados diretamente nesse estudo). Existe, porém, uma indissociável relação com a conservação dos solos e dos recursos hídricos relacionados com cobertura florestal nativa e, conseqüentemente, com a conservação da biodiversidade.

Apesar da inter-relação entre a conservação dos recursos naturais em questão, nem sempre é possível abranger de forma satisfatória os três recursos a serem protegidos (solos, água e biodiversidade) e diferentes métodos podem favorecer mais ou menos a conservação de cada um deles. Dessa forma, foram eleitos diferentes métodos, cada um com a tendência de focar mais na proteção de um recurso natural.

Para cumprimento do primeiro objetivo, portanto, foram escolhidos e testados três métodos, pelos quais as Reservas Legais (20% do território rural da área de estudo) foram locadas/distribuídas nas formas apresentadas na tabela 1.

Tabela 1: Métodos propostos para testar diferentes possibilidades de localização de Reservas Legais, baseadas no Código Florestal vigente.

Método	Descrição
1	Alargamento das faixas de APPs (RLs localizadas junto às faixas de APP de corpos d'água)
2	Classes de Declividade (RLs localizadas nas maiores classes de declividade)
3	Classes de Susceptibilidade à Erosão (RLs localizadas nas maiores classes de susceptibilidade à erosão)

Conforme discutido no capítulo 2, os métodos analisados no presente estudo foram propostos ou adaptados por: Método 1 - Ranieri (2004); Método 2 – Proposto pelo autor no presente trabalho; Método 3 – Ranieri 2004 (adaptado de Ranieri 1996).

4.1.2 – Aplicação de três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais

Os três cenários, resultantes da aplicação dos métodos 1, 2 e 3 (tabela 1), foram gerados em ambiente SIG (utilizando-se o IDRISI), aplicando-se o Código Florestal vigente ao recorte territorial delimitado nesse estudo. Dos 113.851 ha que compõem a área total do município de São Carlos, 7.138 ha são áreas urbanas, portanto apenas 106.713 ha (93,7% da área do município) são passíveis de aplicação das RLs. Apesar das APPs serem aplicáveis às áreas urbanas, o presente estudo contemplou a aplicação dos instrumentos

APP e RL apenas em áreas rurais.

Os passos realizados para a obtenção de cada mapa são descritos a seguir, no decorrer desse capítulo.

4.1.2.1 – Geração de Mapas Básicos

Os mapas básicos hidrografia, topografia e solos em formato vetorial foram gerados por Ranieri (2004), onde encontra-se disponível a descrição detalhada da metodologia utilizada pelo autor.

A opção de não incluir no presente estudo os remanescentes de cobertura nativa existentes decorre do entendimento que utilizando-se apenas a topografia, solos e hidrografia, amplia-se a possibilidade dos resultados assemelharem-se à realidade de outras regiões com características físicas próximas às do recorte de estudo. Ainda, o histórico de ocupação e uso da terra e dos recursos naturais (que resultaram na atual distribuição da cobertura nativa do município de São Carlos) foi diferente de outras regiões e a distribuição espacial resultante ficaria vinculada também a essas variáveis reduzindo-se, dessa forma, a possibilidade de extrapolação dos dados para outras realidades.

Após a geração em formato vetorial dos mapas da rede hidrográfica, topografia e solos por Ranieri (2004), iniciou-se a sequência de operações em ambiente SIG dessa pesquisa. Todos os mapas secundários e finais gerados a partir dessa etapa foram, portanto, produzidos pelo autor do presente trabalho.

Foi realizada a rasterização (conversão de formato vetorial para matricial) desses arquivos com resolução espacial da imagem de 10 metros. Após a rasterização, os arquivos foram recortados em uma “janela” contendo somente a área de estudo. Todos os mapas seguintes foram gerados com essa resolução (10m x 10m).

Adotou-se a faixa de 10m para todos os corpos d’água (exceto reservatórios), algumas vezes subestimando e outras superestimando sua largura real. Como dessa forma não foi seguido o rigor imposto pela legislação, que determina

faixas de APP com larguras variáveis de acordo com a largura dos córregos e a área de espelho d'água dos reservatórios, a padronização da faixa de 10m para todos os corpos d'água pode, por vezes, subestimar a largura das APPs de corpos d'água.

4.1.2.2 – Geração de Mapas Secundários

A partir do mapa vetorial da topografia (contendo as linhas de cota) foi gerado um modelo digital de elevação do terreno (DEM) em formato matricial utilizando-se o modo TIN (*triangulated irregular network*), o qual foi posteriormente utilizado para gerar os mapas de classes de declividade para utilização nos métodos 2 e 3, bem como para a identificação das declividades acima de 100% para a geração de um mapa de APP por declividade acima de 100%, a ser utilizado para os três métodos. Após a utilização DEM para a geração dos mapas de declividade, utilizou-se uma vez o modo filtro de moda (3x3) no mapa de classes de declividade esse (já com valores inteiros) com o intuito de corrigir possíveis erros de pixels isolados (com valores diferentes dos pixels vizinhos) de forma que esses passassem a adquirir os valores da moda (valor que mais aparece na matriz 3x3).

O mapa de declividade (em porcentagem) utilizou, portanto, como mapa de entrada o DEM (formato matricial) utilizando a opção inclinação (*slope*), que transformou o DEM em rampas de porcentagem de inclinação. Reclassificando essa imagem (*reclass*) em intervalos iguais de 1% de declividade obteve-se o mapa de declividade em classes de 1% em 1%. Conforme já descrito, nesse mapa foi passado o filtro de moda de 3x3 pixels. A identificação da APP por declividade acima de 100% e outras análises de declividade (métodos 2 e 3) utilizaram esse mapa como base.

Para o cálculo e distribuição espacial das APPs de corpos d'água foi realizado um *buffer* de 30m em toda a rede hidrográfica (em formato matricial) e em seguida sobreposta com uma “máscara”, excluindo-se as áreas fora dos limites de São Carlos, áreas urbanas e represas (mantendo-se apenas as APPs das represas). Após essa operação obteve-se o mapa APP de cursos d'água com 30m em cada margem e realizou-se a sobreposição (*overlay*), somando-se a

APP 30m com o mapa APP declividade superior a 100% e obtendo-se o mapa APP Total. Não foram identificadas e computadas nesse estudo as APPs de topo de morro e definiu-se a metragem padrão de 30m para APP de cursos d'água para todo o recorte territorial do estudo, não sendo aplicadas APPs de 50m para rios com mais de 10m de largura nem raio de 50m para as nascentes. Conforme citado anteriormente, esses procedimentos podem ocasionar a obtenção de valores subestimados para as APPs de corpos d'água.

Para todos os mapas gerados até essa etapa, foram aplicadas “máscaras”, excluindo-se as áreas urbanas, as áreas fora dos limites do município de São Carlos, as APPs e as represas. Diferente das represas, os cursos d'água foram incluídos nas APPs mas também (assim como as represas) não foram computados como áreas disponíveis para localização de RLs.

A opção de junção dos cursos d'água de até 10 metros com suas respectivas APPs foi realizada em função dos cálculos e das análises realizadas posteriormente com métricas de paisagem para que, dessa forma, os cursos d'água de 10 metros fossem considerados como parte do ecossistema da APP. Caso contrário, as métricas de paisagem computariam as duas margens como dois fragmentos separados e, conseqüentemente, representariam uma paisagem mais fragmentada e não condizente com a realidade, na qual relações ecológicas abrangem as duas margens da APP, especialmente nos cursos d'água de 0 a 10 metros. O mesmo critério não foi utilizado para os reservatórios, onde a magnitude da extensão em área da lâmina d'água muitas vezes apresenta-se como barreira física para a locomoção de organismos, mesmo considerando-se a capacidade de algumas espécies para cruzar essa barreira, bem como as interações ecológicas que ocorrem entre as represas e as APPs.

4.1.2.3 – Geração de Mapas Cenários

Antes de iniciar a aplicação dos três métodos (e a conseqüente geração dos cenários) foi calculada, em função da área rural do município (106.713 ha), qual seria a área onde poderiam ser distribuídas as RLs (20% da área total

rural, totalizando 21.343 ha), bem como definidos espacialmente onde essas poderiam ser locadas, ou seja, nas áreas rurais do município de São Carlos, excluídas a áreas de APP Total, as represas e as áreas urbanas.

4.1.2.3.1 – Método 1: Alargamento de faixas de APP ao longo dos corpos d'água

O método adotado para a geração do mapa de alargamento das faixas de APPs de corpos d'água foi proposto por Ranieri (2004). Para sua aplicação foram gerados *buffers* de 10m em 10m a partir das APPs de corpos d'água (incluindo-se as represas) até ser atingido o valor (em área) mais próximo dos valores a serem destinados à RL pré-calculada. Após a geração dos *buffers*, antes da análise de área, foram excluídas novamente a APP Total, as represas e as áreas urbanas dos *buffers* para que restassem apenas as RLs (esse procedimento foi necessário para que os *buffers* (que são gerados para os dois lados do objeto definido) não invadissem as represas e APPs, resultando apenas nas áreas destinadas às RLs.

4.1.2.3.2 – Método 2 - Classes de Declividade

O mapa de classes de declividade (descrito no item 4.1.2.2) foi multiplicado (por sobreposição - *overlay*) pela “máscara” com valores zero para APP Total, represas e áreas urbanas, resultando em um mapa com apenas as áreas disponíveis para locação de RLs (áreas com declividade de 0% a 99,9%), uma vez que as declividades acima de 100% já estavam destinadas às APPs por declividade (já computadas na APP Total). Esse mapa foi utilizado para a identificação das classes nas quais as RLs deveriam ser locadas, iniciando-se a partir das maiores classes até a obtenção do valor em área (20% do recorte do estudo) a ser destinado às RLs.

4.1.2.3.3 – Método 3: Classes de Suscetibilidade à Erosão

O método adotado para a geração do mapa de suscetibilidade à erosão (SE) foi adaptado de Ranieri (1996) e já foi utilizado com sucesso em trabalhos de natureza semelhante, como os de Ranieri (2000) e Ranieri (2004).

O mapa de classes de declividade (descrito no item 4.1.2.2) foi reclassificado (*reclass*) em apenas cinco classes de declividade: 1) 0% a 2%; 2) 2% a 5%; 3) 5% a 10%; 4) 10% a 20%; 5) acima de 20% (adaptado de RANIERI, 2004). Esse novo mapa com cinco classes de declividade foi multiplicado por sobreposição (*overlay*) com o mapa contendo valores zero para fora do município de São Carlos (“máscara”). Esse mapa gerado foi cruzado (*cross tab*) com o mapa de solos com as seguintes especificações: *hard classification*; primeira imagem mapa de solos (coluna), segunda imagem mapa de 5 classes de declividade (linhas); imagem de classificação cruzada (*cross classification image*). Como resultado, obteve-se o mapa de Solo x Declividade.

O mapa Solo x Declividade resultou em 40 combinações diferentes (resultado do cruzamento de oito tipos de solo com cinco classes de declividade) e foi criado, utilizando-se o modo de edição (*edit*), um arquivo de atributos de valores (*attribute values file*), tendo sido atribuído um valor para cada uma das 40 combinações de solo com declividade. Utilizando-se o modo *assign* (especificações: *feature definition image*: solo x declividade; *attribute values file*: solo x declividade editado) gerou-se um mapa de susceptibilidade à erosão (SE). Esse mapa foi multiplicado por sobreposição (*overlay*) pela “máscara” com valores zero para APP Total, represas e áreas urbanas, resultando em um mapa com apenas as áreas disponíveis para locação de RLs, dividido em classes de SE.

Da mesma forma que utilizado em Ranieri (2004) para facilitar a aplicação da metodologia de Ranieri (1996), optou-se por utilizar a classificação e nomenclatura antigas (original da carta pedológica) pois, conforme citado pelo autor, a mudança na nomenclatura adotada no Brasil a partir de 1999 não compromete os resultados. De acordo com a nomenclatura antiga, os solos encontrados no município de São Carlos foram: 1 – Latossolo roxo; 2 – Latossolo vermelho-escuro; 3 – Latossolo vermelho-amarelo; 4 – Podzólico vermelho-amarelo; 5 – Terra roxa estruturada; 6 – Areia quartzosa; 7 – Litólicos; 8 – Hidromórficos.

Tabela 2: Matriz de decisão para determinação de susceptibilidade à erosão (adaptado de RANIERI, 2004).

Tipos de Solo	Classes de Declividade				
	0 - 2%	2 - 5%	5 - 10%	10 - 20%	>20%
Latossolo roxo	B	B	B	A	MA
Latossolo vermelho-escuro	B	B	B	A	MA
Latossolo vermelho-amarelo	B	B	M	A	MA
Podzólico vermelho-amarelo	M	A	A	MA	MA
Terra roxa estruturada	B	B	M	A	MA
Areia Quartzosa	M	M	A	MA	MA
Litólicos	M	A	MA	MA	MA
Hidromórficos	NA	NA	NA	NA	NA

B = baixa susceptibilidade; M = média susceptibilidade; A = alta susceptibilidade; MA = muito alta susceptibilidade; NA = não se aplica.

A partir do mapa gerado, foram realizados testes com o intuito de atingirem-se os valores em área, até a obtenção do valor mais próximo ao valor em área representando os 20% a serem destinados às RLs no recorte do estudo. A ordem de inclusão de áreas respeitou uma ordem de priorização de áreas decrescente, iniciando-se com a classe Muito Alta SE, seguindo até as classes mais baixas até serem atingidos a área desejada (20%). Como a classe Muito Alta SE não atingiu o valor de 20% da área rural e quando essa classe foi somada à classe Alta SE essa porcentagem (20%) foi ultrapassada, iniciou-se uma sequência de testes na qual cada uma das oito combinações de Alta SE foram sendo somadas (em área) à área da Muito Alta SE até que fossem atingidos os 20% de área para RLs. Iniciaram-se os testes seguindo uma

ordem baseada nas características dos solos associada à análise gráfica da tabela gerada (onde puderam ser observadas distribuições mais próximas de áreas com Muito Alta SE), como se segue: litólicos x classe 2; podzólico vermelho-amarelo x classe 2; areia quartzosa x classe 3; e podzólico vermelho-amarelo x classe 3; etc. Após a realização do quarto teste foi atingida a área de 20%.

Os testes foram realizados utilizando a mesma sequência de operações utilizadas para a geração do mapa de susceptibilidade à erosão, porém incluindo-se na área a ser destinada às RLs de acordo com a ordem descrita, o que significa que os indicadores selecionados (exemplo, a denominação atribuída de 7-1, significou litólicos x classe 2) passassem da classe 3 (Alta SE) para o grupo composto pela Muito Alta SE e assim por diante até esse grupo de indicadores atingir a área desejada (20% para RLs).

4.1.3 – Cálculo de métricas de paisagem para os três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais

Após a obtenção dos três mapas finais, resultantes da aplicação dos três métodos descritos na tabela 1 (cenários gerados no item 4.1.2), foram calculadas métricas de paisagem (utilizando-se o software FRAGSTATS) para auxiliar na análise das potenciais implicações para a biodiversidade nas diferentes configurações espaciais da APPs e RLs obtidas por cada método.

4.1.3.1 – Escolha das métricas de paisagem

As métricas escolhidas para analisar os cenários elaborados foram selecionadas de forma a contemplar aspectos da distribuição espacial e forma dos fragmentos que acarretam consequências relacionadas à diminuição da área central (relacionada ao tamanho, à forma e as implicações de aumento de efeitos de borda) e isolamento entre fragmentos (relacionada à distribuição espacial).

De acordo com as recomendações da literatura (descritos item 2.2), para que seja utilizado o menor número possível de métricas devido à grande correlação

entre a maioria delas, foram selecionadas para esse estudo as métricas de classe (*Class Metrics*, calculadas considerando todos os fragmentos como uma só classe) e métricas de fragmento (*Patch Metrics*, calculadas considerando cada fragmento individualmente nos cálculos) descritas tabelas 3 e 4.

Tabela 3: Métricas de Classe calculadas para os cenários resultantes da aplicação dos métodos testados nesse estudo.

Tipo de Métricas	Métricas de Classe
Área	Área Total (AT), Porcentagem da Paisagem (PP), Área Média dos Fragmentos (AMF), Número de Fragmentos (NF) e Índice do Maior Fragmento (IMF)
Área Central	Índice de Área Central (InAC)
Isolamento Proximidade	Índice de Proximidade (IP) com raio de 100m (IP100) e raio de 500m (IP500)

Tabela 4: Métricas de Fragmentos calculadas para os cenários resultantes da aplicação dos métodos testados nesse estudo.

Tipo de Métricas	Métricas de Fragmentos
Área	Área do Fragmento (AF)
Isolamento Proximidade	Índice de Proximidade (IP) com raio de 100m (IP100) e raio de 500m (IP500)

Para ambos os tipos de análise de dados das métricas (em classe e por fragmentos), a escolha de utilização de dois raios (100m e 500m) para o Índice de Proximidade (IP) deu-se para representar espécies que se locomovem para outros fragmentos num raio de até 100m e para espécies que se locomovem para outros fragmentos num raio de até 500m, respectivamente. Dentre os valores (em metros) para profundidade de efeitos de borda encontrados na literatura (variando de 10 metros a centenas de metros, conforme descrito no item 2.2), foi definida nesse estudo a profundidade média de 50 metros. Entende-se que esse valor é um valor médio baixo, sendo que duas importantes revisões sobre o tema consideradas nesse estudo (MURCIA, 1995; METZGER, 2010) apontam valores superiores. Na revisão realizada por Murcia (1995), a maioria dos estudos revisados pela autora demonstrou que os efeitos de borda de origem abióticas desaparecem após os primeiros 50 metros da floresta, os fatores bióticos diretos (plantas e animais) variam de 15 a 150 metros e, ainda, os fatores bióticos indiretos (dispersão de sementes, herbivorismo, predação, invasão de espécies, etc.) foram detectados de 10 a 600 metros. A revisão realizada por Metzger (2010) aponta que os efeitos mais intensos ocorrem nos 100 primeiros metros, sendo esse um limite mínimo a ser considerado quando do planejamento de corredores, que devem conter, segundo a revisão feita pelo autor, pelo menos 200 metros totais de largura.

4.1.3.2 – Cálculo das Métricas de Paisagem

Os três mapas finais gerados (descritos no item 4.1.2) continham apenas valores 0 e 1 (1 para mata e 0 para o restante da imagem) e foram reclassificados (*reclass*) de acordo com as especificações contidas no manual de utilização do software FRAGSTATS, sendo que os mapas a serem analisados pelo programa continham três identificadores de classes: - 9 para fora do município de São Carlos e áreas urbanas (*background*); 1 para área de mata (elemento de interesse de análise); e 8 para a matriz da paisagem (considerada todo o município de São Carlos, incluindo-se as represas, porém excluindo-se mata e áreas urbanas). Ainda de acordo com as instruções do manual, foram preenchidos os parâmetros solicitados pelo programa (incluindo a inserção de um arquivo tipo *class properties file* com os indicadores e as

especificações acima descritas) e indicadas as métricas de classe e de fragmentos (escolhidas no item 4.1.3.1) a serem calculadas.

4.1.4 – Análise geral dos três métodos testados

Nessa etapa foram analisados os resultados das métricas de paisagem calculadas, bem como a aplicabilidade dos métodos pelas Secretarias de Estado de Meio Ambiente.

4.2 - Geração de cenários baseados em distintas propostas de alteração do Código Florestal

4.2.1 – Escolha de um método para localização de Reservas Legais para ser aplicado a distintas propostas de alteração do Código Florestal

Foi realizada uma análise comparativa entre os três métodos testados (item 4.1.4), e foi escolhido um deles para o desenvolvimento do segundo objetivo da investigação. O critério definido para a escolha de um dos três métodos foi a obtenção de uma maior proximidade da configuração final (distribuição espacial da vegetação nativa) com a realidade observada nas paisagens rurais do Estado de São Paulo.

4.2.2 – Definição de cenários para a aplicação de um método para localização de Reservas Legais contemplando diferentes propostas de alteração do Código Florestal

Dadas as recentes polêmicas acerca das propostas de alteração do Código Florestal, foram elaborados diferentes cenários tentando representar as diferentes tendências de posicionamento em relação ao tema: a) as que defendem alteração do Código para uma legislação menos restritiva (como o PL 1.876-C de 1999 aprovado pela Câmara Federal (Projeto de Lei da Câmara n.º 30/2011), representando os interesses da bancada ruralista); b) as que defendem que os patamares atuais estabelecidos pelo Código devem ser revisados com a participação efetiva da comunidade científica e da sociedade, representados pela SBPC e pela ABC.

Tomando como base recomendações de pesquisadores da área da ecologia da paisagem e da biologia da conservação, que afirmam que para a Mata Atlântica os limites mínimos para corredores ciliares devem ser de 50m e que a porcentagem mínima de cobertura nativa nessas paisagens deve ser de 30% (ver item 2.2), esses valores foram considerados para a elaboração de alguns cenários, onde as APPs de corpos d'água ficariam em todas as situações com um mínimo de 50m e a cobertura nativa total da paisagem nunca inferior a 30%. As tendências representadas pela bancada ruralista são de reduzir as limitações ao uso da terra impostas pela legislação ao máximo, podendo-se chegar ao extremo de proporem extinguir as RLs e APPs (como pode ser constatado no texto aprovado na Câmara), ficando, nesse caso a vegetação nativa mais vulnerável quanto à sua proteção legal. Nesses cenários seriam mantidas apenas as APPs, com a extinção das RLs, testando-se tanto as APPs de 30 metros como as de 50 metros ao longo dos corpos d'água. Não foram testadas APPs com larguras inferiores a 30 metros (como a possibilidade prevista PL1.876-C de 1999 (Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011), que prevê a largura de 15 metros para áreas consolidadas às margens de cursos d'água de até 10 metros) pelo fato da literatura considerar já insuficientes os 30 metros mínimos previstos.

As tendências e propostas descritas foram desdobradas em oito cenários, com diferentes configurações de APPs e porcentagens de RLs. Nos cenários propostos foram consideradas dois tipos de APPs: as compostas por 30 metros ao longo de todos os corpos d'água e pelas declividades acima de 100% (APP 30) e as que compostas por 50 metros ao longo dos corpos d'água e pelas declividades acima de 100% (APP 50). Em relação às RLs, diferentes porcentagens da área de estudo foram testadas, incluindo cenários com a extinção desse instrumento legal.

4.2.3 – Aplicação do método selecionado para a localização de Reservas Legais em diferentes cenários de alteração do Código Florestal

Aos oito cenários apresentados no item 4.2.2 aplicou-se o método 2 (Classes de Declividade, utilizado no item 4.1.2) para definição de localização da RLs (quando o cenário em questão contemplasse RLs). Os cenários foram gerados

em ambiente SIG, aplicando-se diferentes propostas de alteração do Código Florestal ao recorte territorial delimitado nesse estudo. Os passos realizados para a obtenção de cada mapa são descritos a seguir.

4.2.3.1 – Geração de Mapas Básicos

Os mapas utilizados foram os mesmos gerados no item 4.1.

4.2.3.2 – Geração de Mapas Secundários

Os mapas utilizados foram os mesmos gerados no item 4.1.

4.2.3.3 – Geração de Mapas Cenários

Cenário 1 (C1) - Manutenção das APP 30 e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável. Os mapas utilizados foram os mesmos descritos no item 4.1.

Cenário 2 (C2) - Manutenção das APP 50 e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a geração de buffer de 50 metros ao invés de 30 metros. O mapa de APP de declividade acima de 100% foi o mesmo descrito no item 4.1 para a geração da APP Total, com 50m ao longo dos corpos d'água.

Cenário 3 (C3) - Inclusão das APP 30 no cômputo das RL's (APP 30 + RL = 20%). Porcentagem de cobertura nativa de 20%. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a adequação à área de RLs.

Cenário 4 (C4) – Inclusão das APP 50 no cômputo das RLs (APP 50 + RL = 20%). Porcentagem de cobertura nativa de 20%. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a adequação à área de RLs e utilizando-se o mapa de APP Total com 50m ao longo dos corpos d'água.

Cenário 5 (C5) – Manutenção das APP 30 e das RLs de 20% (Código Florestal vigente: APP 30 + RL de 20%). Porcentagem de cobertura nativa variável. Os mapas utilizados foram os mesmos descritos no item 4.1 (Método 2).

Cenário 6 (C6) – Manutenção das APP 50 e das RLs de 20% (APP 50 + RL de 20%). Porcentagem de cobertura nativa de variável. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a adequação à área de RLs e utilizando-se o mapa de APP Total com 50m ao longo dos corpos d'água.

Cenário 7 (C7) - Manutenção das APP 30 e das RLs em tamanho variável (APP 30 + RL = 30%). Porcentagem de cobertura nativa de 30%. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a adequação à área de RLs.

Cenário 8 (C8) – Manutenção das APP 50 e das RLs em tamanho variável (APP 50 + RL = 30%). Porcentagem de cobertura nativa de 30%. O procedimento de geração desse mapa foi idêntico ao descrito no item 4.1, porém, com a adequação à área de RLs e utilizando-se o mapa de APP Total com 50m ao longo dos corpos d'água.

De forma resumida, pode-se dizer que: os cenários 1 a 4 foram baseados nas possibilidades previstas no PL 1.876-C de 1999 aprovado pela Câmara Federal (bem como pelo Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011); os cenários 5 e 6 (especialmente o 5) representam aproximadamente o Código Florestal vigente; os cenários 7 e 8 (especialmente o 8) representam as recomendações de pesquisadores na área de ecologia de paisagens.

4.2.4 – Cálculo de métricas de paisagem para os três métodos selecionados para a localização de Reservas Legais

4.2.4.1 – Escolha das métricas de paisagem

As métricas de Paisagem escolhidas para análise dos cenários gerados (descritas no item 4.2.3) foram as mesmas descritas no item 4.1, pelas mesmas razões explicadas nesse item (para descrição ver item 4.1.3.1 e tabelas 3 e 4).

4.2.4.2 – Cálculo das Métricas de Paisagem

Após a obtenção dos oito mapas (cenários descritos no item 4.2.3.3 pelo método Classes de Declividade, para os cenários que apresentaram RLs), foram calculadas e analisadas métricas de paisagem (com o auxílio do software FRAGSTATS) para explicar as potenciais implicações para a biodiversidade das diferentes configurações espaciais da APPs e RLs obtidas para cada cenário (para descrição detalhada ver item 4.1.3.2).

4.2.4.3 – Análise dos oito cenários testados

Nessa etapa foram analisados os resultados das métricas de paisagem calculadas para os oito cenários, bem como as implicações em termos de potencial de conservação da biodiversidade decorrente de cada uma das configurações espaciais obtidas.

5 – RESULTADOS

Dos 113.851 ha que compõe a área total do município de São Carlos, 7.138 ha são áreas urbanas, portanto, apenas 106.713 ha (93,7% da área do município) são passíveis de execução das RLs. Conforme discutido no capítulo 4, apesar das APPs serem aplicáveis às áreas urbanas, o presente estudo contemplou a aplicação dos instrumentos APP e RL apenas em áreas rurais.

A aplicação do Código Florestal vigente ao município de São Carlos resultou em 6.714 ha ou 6,3% de APP total (chamada aqui de APP 30), resultante da soma de 6.711 ha de APP de margens de corpos d'água e de 2 ha de APP de áreas acima de 100% de declividade (conforme discutido no capítulo 4, não foram executadas nesse estudo as APPs de topo de morro). Os 20% de RL (21.343 ha) somados à APP Total resultaram em 28.056 ha ou 26,3% da área rural do município.

Tabela 5: Porcentagens de área ocupada pelas APPs e RLs calculadas em relação à área total e em relação à área rural de São Carlos. A aplicação das APPs e RLs foi realizada apenas para a área rural do município. NS: não significativo.

	Área (ha)	% Área Total São Carlos	% Área Rural São Carlos
Área total de São Carlos	113.851	100	
Área Rural de São Carlos	106.713	94	100
APP Declividade acima de 100%	2	NS	NS
APP Corpos d'água (30m) em área rural	6.711	6	6
APP total em área rural	6.714	6	6
Área de RL (20%) em área rural	21.343	19	20
APP total + RL (20%)	28.056	25	26

Para fins de facilitar a redação do texto utilizou-se as seguintes denominações: APP30 para a soma das APPs de 30m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%; APP50 para a soma das APPs de 50m ao longo

dos corpos d'água e declividade acima de 100%; e RL de 20% - para as RLs compostas por 20% das áreas rurais do recorte do estudo.

5.1 – Aplicação de métodos para a definição de localização de Reservas Legais

5.1.1 – Escolha dos métodos a serem aplicados à área de estudo

O primeiro objetivo desse trabalho foi aplicar diferentes métodos para localização de RLs, com base no Código Florestal vigente, considerando a possibilidade de compensação entre propriedades, de modo a identificar qual método mais favorece a localização de RLs, de forma que sejam cumpridas as funções designadas a esse instrumento legal. Para tanto, foram identificados tanto os critérios para localização de RLs estabelecidos pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA-SP), quanto métodos encontrados na literatura propostos para localização de RLs e florestas de proteção.

Quanto à utilização nesse estudo das orientações definidas pela legislação vigente para localização de RLs, não foram testados os critérios adotados pela SMA-SP e conseqüentemente não foi gerado um cenário específico resultante dos critérios utilizados por essa Secretaria. Essa decisão foi tomada devido à generalidade das orientações, que não permitiria definir a localização exata das RLs segundo os critérios utilizados pela SMA-SP, podendo gerar inúmeros cenários para a distribuição das RLs na paisagem, dificultando ou mesmo impossibilitando a análise comparativa entre os diversos cenários que seriam gerados com os cenários resultantes da aplicação de outros métodos a serem testados nesse estudo.

Dos métodos levantados pela revisão bibliográfica, foi excluído desse estudo o índice topográfico. Esse método, apesar de seu grande potencial de utilização (especialmente no caso de haver disponibilidade de dados na escala adequada) e seu valor para diversas aplicações, foi descartado devido à necessidade de dados indisponíveis ou de difícil aquisição na escala de tomada de decisão dos órgãos responsáveis pela definição da localização de

RLs. Os dados de difícil obtenção identificados foram principalmente alguns parâmetros relacionados aos solos que, quando existem no Brasil e no Estado de São Paulo, são encontrados apenas em escala regional (propriedades ou locais de realização de pesquisas), não estando disponíveis nem em fácil acesso, especialmente nas escalas de tomada de decisão pelos órgãos gestores (unidades administrativas da CETESB, que na maioria das vezes englobam as áreas de alguns municípios). Os dados de difícil levantamento e aquisição foram principalmente: condutividade hidráulica dos solos e profundidade dos solos.

Dos vários métodos levantados para priorização de áreas para localização de florestas de proteção e/ou reservas legais elencados na revisão bibliográfica (capítulo 2), foram selecionados três métodos para serem testados no presente trabalho:

- Método 1 (M1) - Alargamento das Faixas de APPs;
- Método 2 (M2) – Classes de Declividade;
- Método 3 (M3) - Classes de Susceptibilidades à Erosão.

Dentre os métodos escolhidos, cada um apresenta a tendência de focar mais na proteção de um recurso natural, sendo que a tendência do M1 é ter maior potencial de proteção dos recursos hídricos e as tendências do M2 e M3 são de terem maior potencial de proteção dos solos, mesmo assumindo-se a interdependência da conservação desses dois recursos.

Os métodos utilizados nesse estudo foram propostos e testados por: M1 - Ranieri (2004); M2 – proposto no presente estudo; M3 - Ranieri 2004 (adaptado de Ranieri 1996).

5.1.2 – Aplicação dos três métodos selecionados à área de estudo

A geração dos cenários teve como base os mapas: rede hidrográfica, topografia, divisa de municípios e solos (elaborados por Ranieri, 2004). A partir desses mapas básicos foram elaborados mapas secundários e posteriormente

os cenários finais. Todos os mapas secundários e finais gerados a partir dos mapas básicos, foram, portanto, produzidos no presente trabalho.

Após a rasterização e redefinição da resolução dos mapas básicos para 10 metros foram gerados os mapas secundários.

A partir dos mapas básicos e secundários gerados, foram elaborados três mapas (figuras 1, 2 e 3), representando as configurações espaciais das RLs resultantes do emprego de cada um dos métodos na área rural do município de São Carlos.

O Método 1 (alargamento das faixas de APPs) resultou em RLs distribuídas em faixas de 110m de largura, que, quando somadas às faixas de 30m de APP de corpos d'água, totalizaram uma nova faixa de 140m de cada lado dos cursos d'água e represas (APP30m + RL110m), bem como numa faixa de 290m de largura total para cursos d'água (exceto represas) devido ao fato de os mesmos (com 10m de largura, dada a resolução dos pixels e metodologia aplicada para a padronização da malha hídrica) terem sido considerados como parte dos ecossistemas e conseqüentemente como um só fragmento composto pelas duas margens somadas ao curso d'água que as divide. As RLs e APPs resultantes do M1 foram distribuídas espacialmente conforme a figura 1.

O Método 2 (classes de declividade), que após a execução da APP Total dispunha das áreas rurais compreendidas fora das APPs de corpos d'água e fora de declividades maiores que 100%, teve como áreas disponíveis para a distribuição das RLs as áreas com declividade entre 0% a 99,9%. Para esse método (2) a localização das RLs em classes de declividade ocorreu entre 11% e 99,9%, resultando em disponibilidade de áreas para atividades agrícolas, sem restrições de uso pelo Código Florestal, as classes de declividade entre 0% e 10,99%. As RLs e APPs resultantes do M2 foram distribuídas espacialmente conforme a figura 2.

O Método 3 (classes de susceptibilidades à erosão), definiu como prioritárias para a localização de RLs as áreas com maiores susceptibilidade à erosão, iniciando-se pelas muito altas e decrescendo, englobando parte das altas, até

atingir os 20% da área rural destinados às RLs. As RLs e APPs resultantes do M1 foram distribuídas espacialmente conforme a figura 3.

São apresentados a seguir (figuras 1 a 3) os mapas com a distribuição espacial das APPs e RLs obtida por cada um dos três métodos testados.

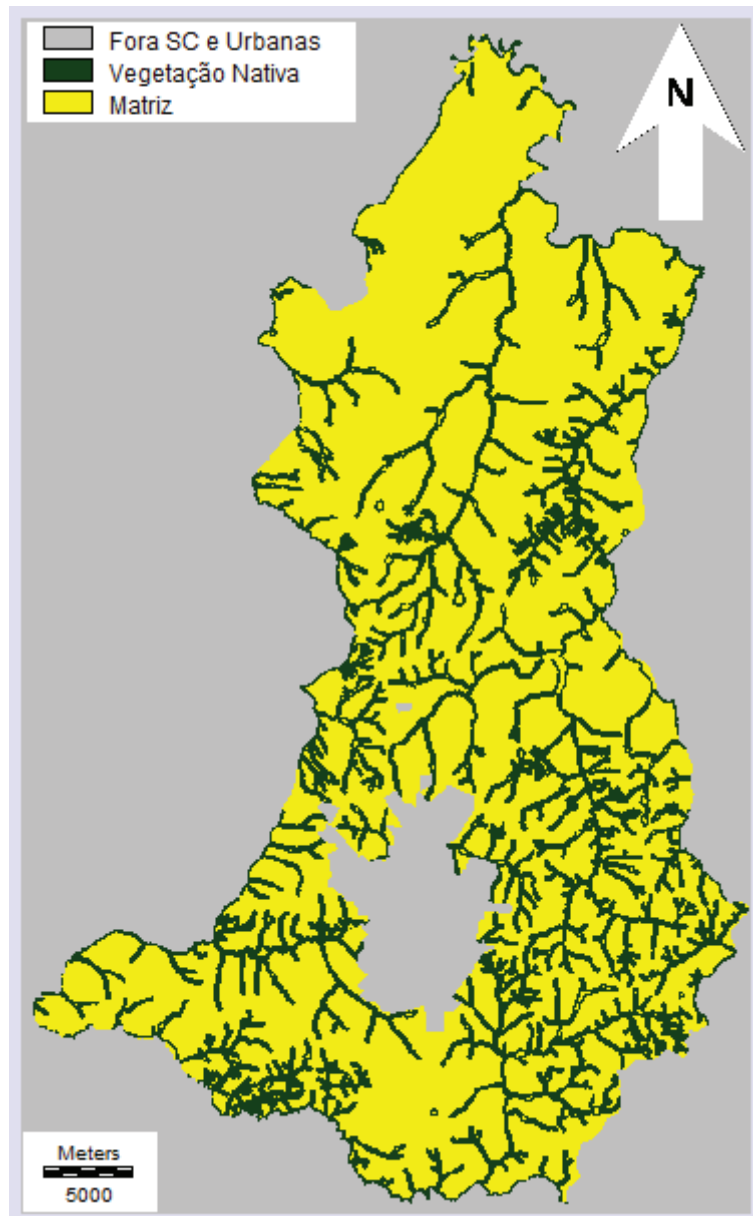


Figura 1: Configuração espacial das RLs e APP30 obtidas pela aplicação do Método 1, Alargamento das Faixas de APPs. As RLs foram localizadas em faixas de 110m localizadas junto às faixas de APP de 30m ao longo dos corpos d'água, totalizando faixas de 140m em cada margem.

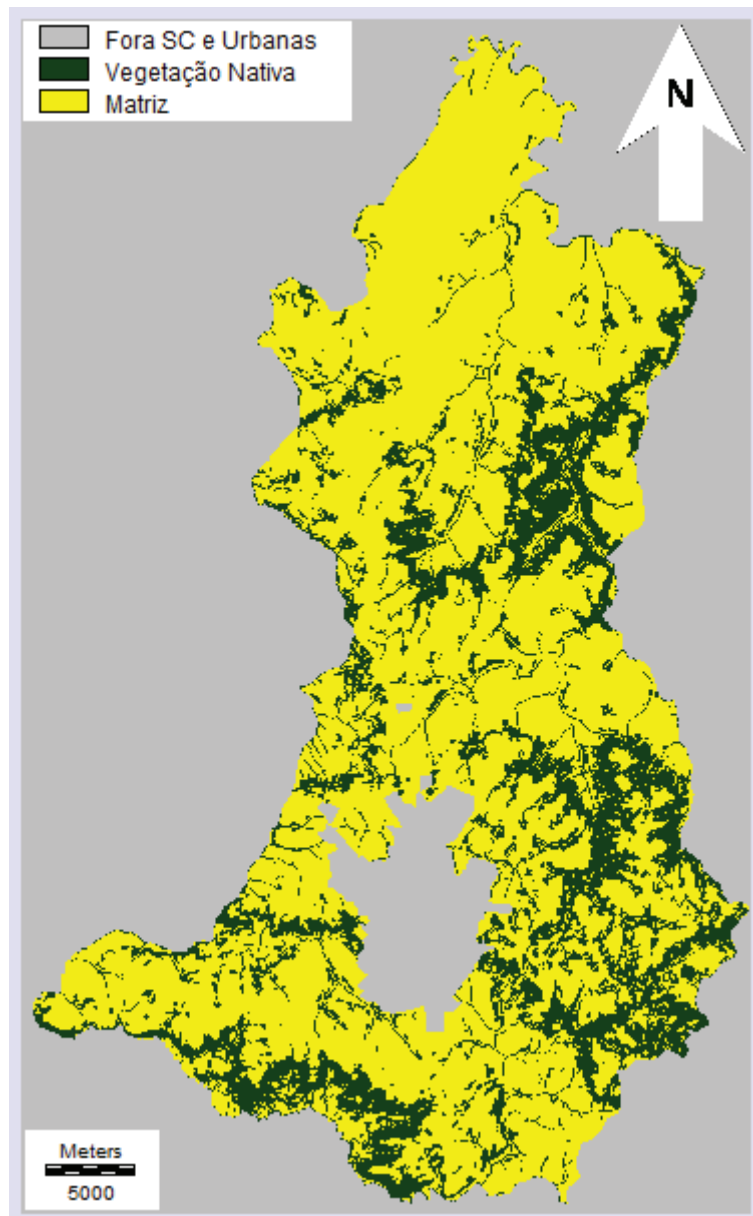


Figura 2: Configuração espacial das RLs e APP30 obtidas pela aplicação do Método 2, Classes de Declividade. As RLs foram localizadas nas classes de declividade entre 11% e 99,9%.

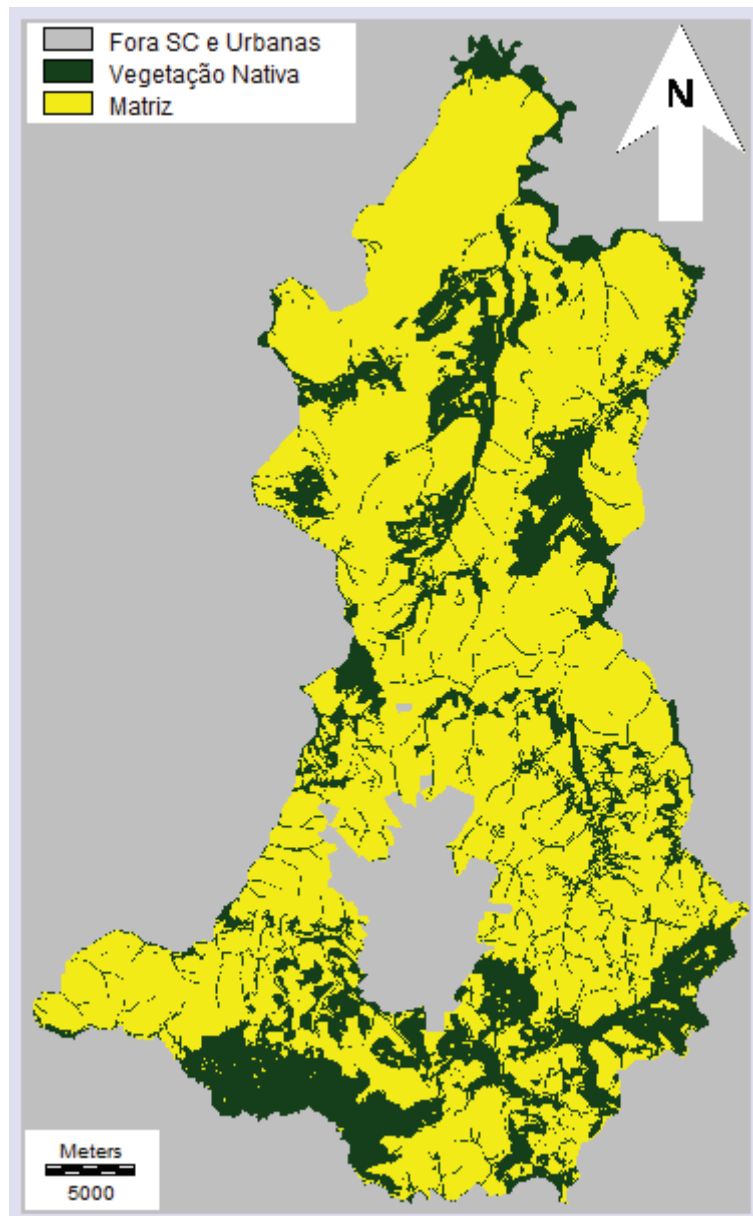


Figura 3: Configuração espacial das RLs e APP30 obtidas pela aplicação do Método 3, Classes de Susceptibilidade à Erosão. As RLs foram localizadas nas classes de Susceptibilidade à Erosão Muito Alta e parte da Alta.

5.1.3 – Comparação entre os três métodos utilizando métricas de paisagem

Dois tipos de métricas de paisagem foram utilizados nesse estudo, as Métricas de Classe (aquelas nas quais o cálculo das métricas considera os fragmentos em conjunto, como uma só classe), e as Métricas de Fragmento (aquelas nas quais o cálculo das métricas considera os fragmentos individualmente). As métricas estão descritas nas tabelas 3 e 4.

Tabela 6: Influência do efeito de borda sobre os fragmentos de vegetação nativa na distribuição espacial obtida pelos métodos 1, 2 e 3. Profundidade de efeito de borda definida em 50m do limite do perímetro dos fragmentos.

Método	Área Total de Floresta (ha)	Área Central de Floresta (ha)	Porcentagem de Área Central (%)
1 - Alargamento das faixas de APP	27.151	17.044	63
2 - Classes de Declividade	27.212	12.328	45
3 - Classes de Susceptibilidade à Erosão	30.376	18.788	62

Observando-se os resultados da tabela 6 pode-se evidenciar, em termos de porcentagem de área, o impacto que o efeito de borda pode exercer sobre a conservação efetiva de espécies animais e vegetais presentes nos fragmentos de vegetação nativa. Da área total de floresta (assumida como 100% do total de floresta para cálculos da porcentagem de Floresta Central em relação ao Total de Floresta), apenas 63%, 45% e 62% (para os métodos 1, 2 e 3, respectivamente) são efetivas para a conservação de espécies de interior da mata, se considerado um efeito de borda médio de 50m. Além dos resultados apresentados na tabela 6, alguns cálculos, em termos percentuais, feitos em

relação à área rural de São Carlos demonstraram que, para o M1, dos 25% de área de fragmentos na paisagem apenas 16% efetivamente são funcionais do ponto de vista de conservação a médio e longo prazos de acordo com o efeito de borda definido nesse estudo. Da mesma forma, para os métodos 2 e 3, de 25% e 28% de área total de fragmentos, após o cálculo do efeito de borda os mesmos declinam em área para 12% e 18% de área central, respectivamente. Pode-se notar também que para o M2, a área central restante apresentou-se menor que a metade da área total do fragmento, apontando que a distribuição obtida por esse método pode gerar fragmentos que ocupam a paisagem de forma menos agrupada, o que confere maior possibilidade de locomoção de fauna entre fragmentos, porém acarretando em maior percentual de áreas sob efeito de borda que os métodos 1 e 3 e menores percentuais de áreas centrais.

São apresentadas na tabela 7 as métricas de paisagem calculadas para os três cenários gerados.

Tabela 7: Métricas de Paisagem calculadas para os três métodos testados.

Métricas	M1 - Alargamento das faixas de APP	M2 - Classes de Declividade	M3 - Classes de Susceptibilidade à Erosão
Área do Conjunto de Fragmentos - ACF (ha)	27.151	27.212	30.376
Área Média dos Fragmentos - AMF (ha)	494	22	39
Número de Fragmentos - NF	55	1.258	788
Índice do Maior Fragmento - IMF	18	17	11
Índice de Proximidade (100m) - IP100	14.568	59.393	34.193
Índice de Proximidade (500m) - IP500	15.783	60.788	34.920
Índice de Área Central - InAC	31	3	2

No M1 as faixas de RLs foram localizadas adjacentes aos 30m das APPs de corpos d'água foram de 110m em cada margem; no M2 as RLs foram localizadas s entre as declividades de 11% e 99,9%; no M3 as RLs foram localizadas na classe de susceptibilidade à erosão muito alta e parte da alta. Em negrito estão indicados os melhores valores/índices obtidos para cada métrica.

Analisando-se a tabela 7 pode-se observar que a Área Média dos Fragmentos (AMF) resultante pelo M1 foi maior que os outros métodos devido à concentração dos fragmentos junto à rede hidrográfica (em detrimento da não distribuição dos fragmentos em outras porções da paisagem) e à incorporação das RLs aos fragmentos das margens dos cursos d'água (APPs de 30m em cada margem). Se a AMF for analisada em conjunto com o Índice de Área Central (InAC), o maior valor também obtido para o M1 pode ser explicado pelo agrupamento supracitado que gerou 290m de largura dos fragmentos, resultantes da soma da APPs de cursos d'água com as RLs, que mesmo após descontado o efeito de borda de 50m, apresentaram ainda 190m de área

central nessas situações. Os métodos 2 e 3 apresentaram InAC relativamente muito parecidos entre si e muito abaixo do mesmo índice calculado para o M1. Dessa forma, o M1 obteve resultados melhores para o InAC que os métodos 2 e 3 devido a redução do efeito de borda obtida na configuração espacial resultante da aplicação do M1. O mais alto IMF obtido pelo M1 está associado também a essa distribuição espacial, que favorece o agrupamento dos fragmentos e sua interligação, conectando-os e agrupando-os ao longo da rede hidrográfica. Ainda em relação ao IMF, pode ser notado que os métodos 1 e 2 apresentaram valores muito parecidos, sendo que a distribuição espacial obtida pelo M2 apresenta a vantagem (em relação ao M1) da presença de fragmentos na paisagem além das margens da rede hidrográfica.

O menor Número de Fragmentos (NF) associado aos menores Índices de Proximidade (IP) obtidos pelo M1 em relação aos outros dois métodos, aponta que significativas porções da paisagem fiquem sujeitas ao aumento da distância entre fragmentos. As análises do NF devem ser feitas de forma cautelosa, pois existe uma tendência de que quanto mais fragmentos ocorram em uma paisagem, maior seja a probabilidade de organismos conseguirem se locomover de um fragmento a outro atravessando a matriz. Por outro lado, o NF é um indicador de fragmentação, sendo que maiores valores de NF indicam paisagens mais fragmentadas e essa configuração tende a ser muito pior para espécies dependentes de habitat contínuos por essas não terem capacidade de deslocamento em áreas de não habitat. A situação atual das paisagens do Estado de São Paulo apresenta, de forma praticamente generalizada, a ocorrência de fragmentos muito pequenos, com altas porcentagens de suas áreas sob efeitos de borda, e, por vezes, com formas que muitas vezes tendem a reduzir ainda mais as áreas centrais. Nesses casos, as análises conduzem a uma lógica que permite considerar um alto NF como um aspecto negativo. Especificamente nesse estudo, onde a área de mata nativa (seja na forma de APPs como na forma de RLs) é praticamente a mesma para os três cenários, um alto NF implica necessariamente na ocorrência de fragmentos menores e, portanto, com alta susceptibilidade aos efeitos de bordas, mesmo que não sejam analisadas as implicações das formas na alteração das porcentagens de áreas centrais. Nesse contexto, destaca-se positivamente o M1, com um NF de

55 se comparado a NFs de 788 e 1.258 para os métodos 2 e 3, respectivamente. Ressalta-se, no entanto, conforme mencionado, a existência de um aspecto negativo para a distribuição espacial das matas nativas obtida pelo M1, relacionado à provável dificuldade de locomoção de organismos pela paisagem em áreas localizadas fora das matas ao longo da rede hidrográfica.

Analisando ainda em nível de Métricas de Classe, o M2 apresentou melhores resultados para os Índices de Proximidade (com 100m de raio – IP100 - e com de 500m de raio – IP500) que os métodos 1 e 3. Isso indica que o M2 obteve uma distribuição espacial dos fragmentos de forma que menores porções da paisagem (se comparadas com a distribuição obtida nos métodos 1 e 3) ficassem desprovidas de fragmentos, o que permite uma melhor locomoção (entre fragmentos) das espécies com raios de locomoção de 100 e 500m, respectivamente. Apesar de apresentar IPs apenas um pouco maiores que a metade dos obtidos pelo M2, o M3 apresenta melhores resultados nesses índices que o M1 (ou seja, os IPs do M2 são duas vezes maior que o M3 e quatro vezes maior que o M1). No caso do M1, o menor IP dos três métodos aponta que a locomoção da fauna seja relativamente muito menor, a não ser que não seja realizada exclusivamente pelo acompanhamento da malha hídrica e os fragmentos que a protegem. Isso significa, portanto, que os organismos que se deslocam por áreas que não sejam as ribeirinhas terão de cruzar uma maior extensão da paisagem sem vegetação.

As figuras 4 a 9 (gerados a partir das Métricas de Fragmentos, que relacionam a Área de cada fragmento com os Índices de Proximidade obtidos pelos mesmos) permitem elucidar essa análise e entender as implicações das diferentes distribuições espaciais obtidas em cada cenário sobre o aumento ou diminuição do isolamento entre os fragmentos analisados (fragmentos focais dos cálculos) com outros localizados num raio de 100m e 500m. Dessa forma, cada ponto representa um fragmento e é possível realizar uma análise não baseada em valores médios (como os obtidos por métricas de classe), e sim nos valores obtidos para cada fragmento da paisagem. São apresentados a seguir os gráficos dos Índices de Proximidade (raio 100m e raio 500m) para cada um dos três cenários.

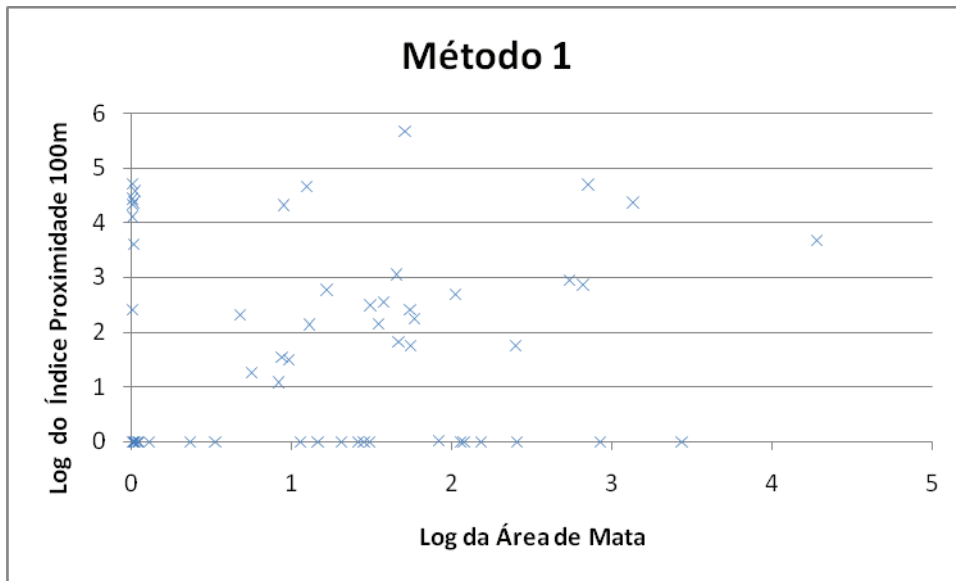


Figura 4: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 1 (Alargamento das Faixas de APP) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

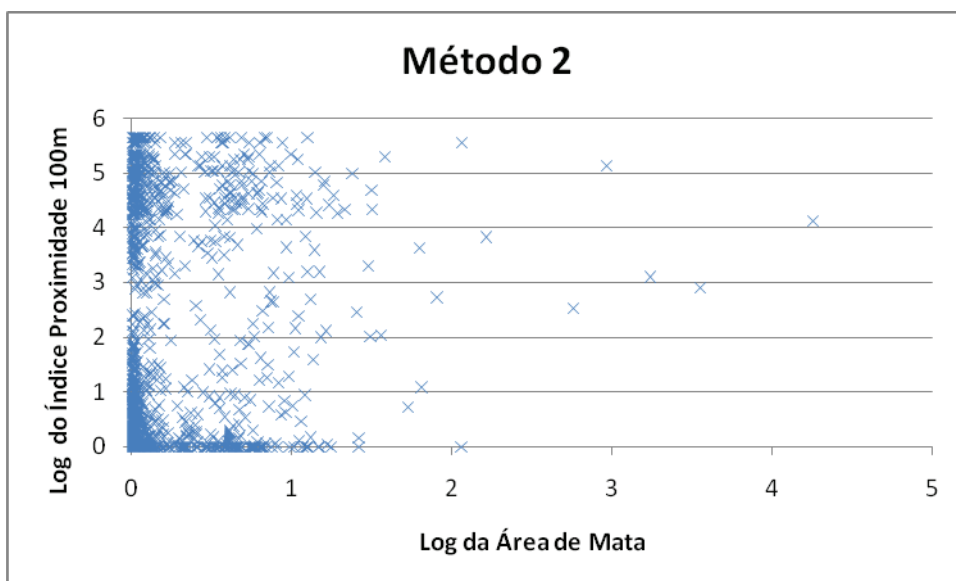


Figura 5: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 2 (Classes de Declividade) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

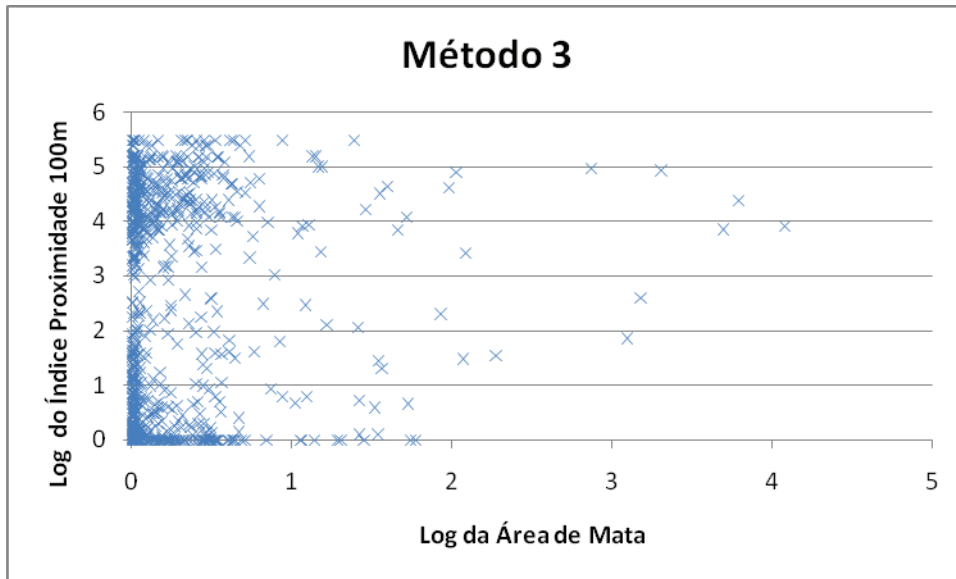


Figura 6: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 3 (Classes de Susceptibilidade à Erosão) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

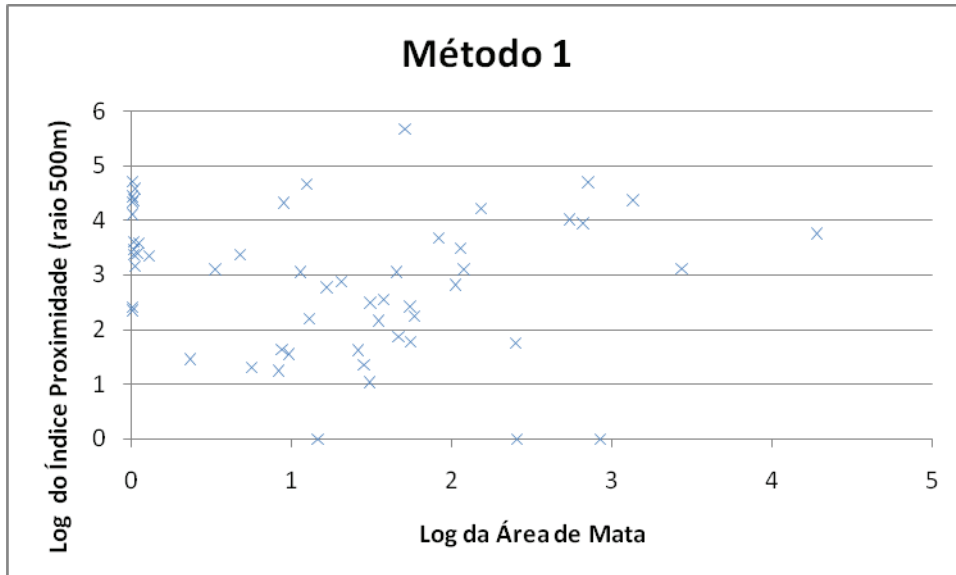


Figura 7: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 1 (Alargamento das Faixas de APP) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

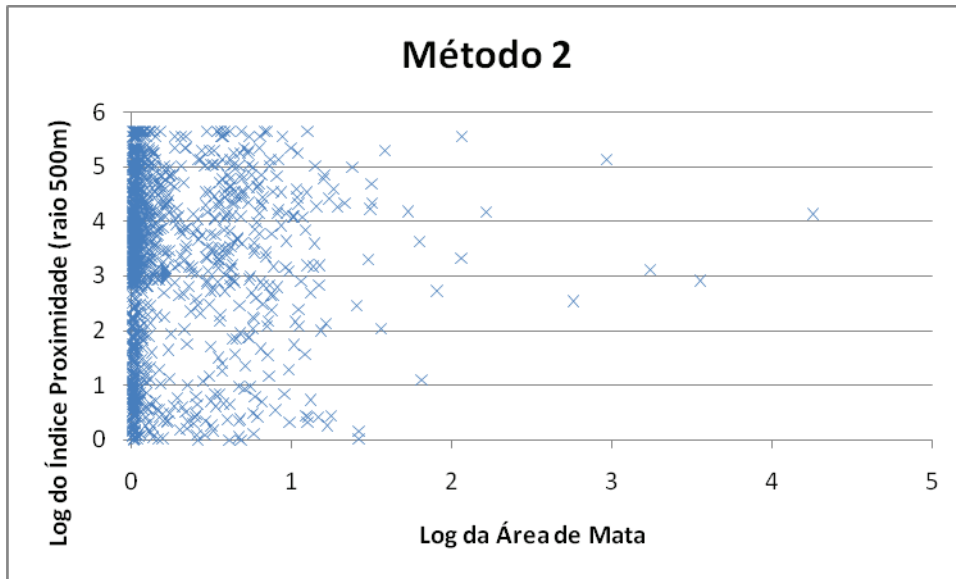


Figura 8: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 2 (Classes de Declividade) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

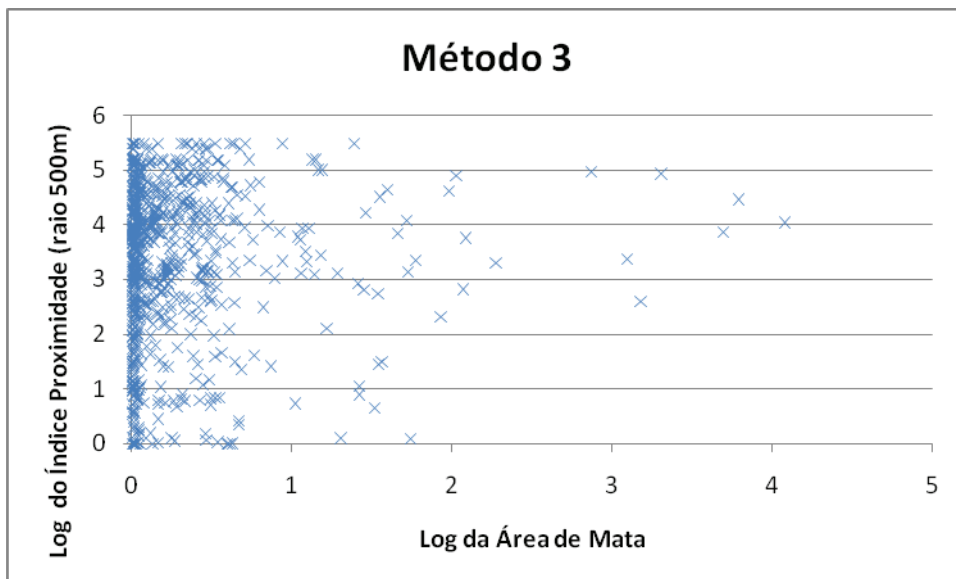


Figura 9: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Método 3 (Classes de Susceptibilidade à Erosão) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

Analisando-se conjuntamente as figuras 4 a 9 e a tabela 7, pode-se notar que para o M1 ocorrem poucos fragmentos na paisagem (baixo NF) e estes possuem maiores áreas e valores baixos de IP100, pois são fragmentos lineares que geralmente não possuem vegetação no seu entorno. Quando aumenta-se o raio de proximidade para 500m (IP500), passa-se a abranger a vegetação dos rios vizinhos, com um pequeno aumento dos valores do IP. Isso indica que organismos que habitam áreas próximas a corpos d'água e tenham alta capacidade de deslocamento consigam se locomover entre alguns dos fragmentos da configuração espacial da mata nativa no M1.

Realizando-se a mesma análise comparativa entre o M2 e o M3, esses métodos apresentaram alguns fragmentos grandes (análise gráfica e IMF 18, 17 e 11 para os métodos 1, 2 e 3, respectivamente) e um grande número de fragmentos menores, porém com maiores valores de IP100, ou seja, existem mais fragmentos num raio de 100m ao entorno destes. Portanto, apesar de os resultados gerarem uma primeira impressão negativa devido ao fato de esses cenários estarem muito fragmentados (vide altos NF), estes irão, por outro lado, favorecer espécies que habitam regiões mais secas por manterem áreas de habitat em porções da paisagem que não estejam apenas às margens da rede hidrográfica, como ocorre no caso do M1. Estas áreas mais distantes da rede hidrográfica, portanto, irão apresentar uma biota complementar às margens de cursos d'água, sendo, por essa razão, importante também conservá-las.

Esses resultados somam-se aos constatados na revisão realizada por Metzger (2010), que, analisando as diferenças entre RLs e APPs comenta que as APPs não protegem as mesmas espécies que as RLs em função das diferenças inerentes à localização (diferenças de disponibilidade de água, de topografia, formações geológicas). Essas áreas, segundo o autor, são complementares e garantem a heterogeneidade biológica.

Outro aspecto positivo das configurações espaciais dos métodos 2 e 3 é que os altos valores de IP de 500m de raio indicam o favorecimento de espécies com alta capacidade de deslocamento, pois existem vários fragmentos que podem atuar como abrigos e fonte de alimentos durante o deslocamento. As espécies com capacidade intermediária a baixa de deslocamento também são

favorecidas nos métodos 2 e 3, pois os altos valores de IP com raio de apenas 100m indicam que a paisagem dispõe de uma distribuição de remanescentes de forma que mesmo estas espécies conseguiriam se locomover de um fragmento a outro. A presença destes elementos dispersos na paisagem é de suma importância pois facilita o fluxo de organismos, promovendo mais eventos de recolonização para evitar extinções locais, aumenta a possibilidade de encontrarem abrigo e alimento pela matriz e reduz as possibilidades de endogamia em populações animais e vegetais que encontram-se isoladas.

Esses resultados ressaltam a importância da existência de APPs, especialmente no caso das espécies que utilizam apenas áreas marginais à rede hidrográfica para seu deslocamento, porém, que além das APPs as paisagens devam dispor também das RLs distribuídas na paisagem, de forma a minimizar os impactos causados pelo isolamento, especialmente para as espécies que utilizam a matriz para seu deslocamento entre fragmentos.

Um aspecto fundamental que merece destaque nessa discussão é a importância de diferentes espécies animais e o papel fundamental que estas realizam nos processos de polinização e dispersão de sementes. Para Turner (1996), a dificuldade de locomoção de animais florestais acarretará diminuição do fluxo gênico também de espécies vegetais quando esses forem polinizadores e dispersores de sementes.

Essas interações ecológicas, que dependem da locomoção da fauna entre fragmentos, são, portanto, fundamentais para a realização de fluxo gênico também em espécies vegetais e são cruciais para evitar a ocorrência de endogamia, declínio reprodutivo e extinções futuras de espécies vegetais. Vale ressaltar que problemas dessa ordem em espécies vegetais comprometeriam as relações ecológicas responsáveis pela manutenção da biodiversidade ao longo do tempo, uma vez que os animais dependem das espécies vegetais para alimentação, seja direta ou indiretamente nas cadeias alimentares.

Do ponto de vista da análise do potencial de conservação de biodiversidade explicada pelas métricas de paisagem calculadas nesse estudo, algumas considerações podem ser feitas quanto à comparação dos três métodos

testados. Algumas vantagens do M1 em relação aos métodos 2 e 3 puderam ser observadas, sendo que a AMF do M1 apresentou-se muito maior que nos outros métodos. O NF também foi muito menor no N1, indicando uma paisagem menos fragmentada. Os melhores IMF foram dos métodos 1 e 2, que apresentaram valores bem próximos um do outro. Ainda, o InAC foi muito maior para o M1. A análise das métricas de paisagem até esse ponto conduziria a uma lógica de que os resultados do M1 seriam muito melhores, porém, os IPs (100m e 500m de raio), dos métodos 2 e 3 (especialmente o M2) apresentam-se muito melhores que o M1. Esses valores são resultado da configuração espacial da aplicação do M1, que agrega todas as matas nativas junto à rede hídrica, aumentando a área média dos fragmentos (que são em menor número para a mesma área de mata nativa) e reduzindo efeitos de borda pelo aumento da área central, em uma paisagem relativamente menos fragmentada. Devido ao fato do Método 2 resultar em uma distribuição da cobertura nativa não apenas restrita às margens da rede hidrográfica (e também não agrupada em manchas de solos como o M3), esse método apresentou, portanto, os melhores Índices de Proximidade de 100m e 500m de raio que os métodos 1 e 3, o que significa maior possibilidade de locomoção de organismos com baixa e alta capacidade de locomoção entre fragmentos, especialmente para aqueles que não restringem seus hábitos às matas associadas aos cursos d'água. Essas análises reforçam a importância de que as métricas sejam analisadas associadas entre si para que aspectos indissociáveis e intrínsecos à conservação da biodiversidade relacionados à Área, Área Central e ao Isolamento (estas escolhidas, calculadas e analisadas nesse estudo), sejam analisados de forma conjunta e integrada.

Os resultados obtidos nessa primeira etapa do trabalho ressaltam a importância da existência de APPs em larguras mínimas suficientes para reduzir efeitos de borda (recomendado na literatura consultada e comprovado nesse estudo, como 50m mínimo por margem nos domínios da Mata Atlântica), porém, que as paisagens devam também conter as RLs distribuídas na paisagem, de forma a minimizar os impactos causados pelo isolamento, principalmente no caso das espécies que não utilizam apenas áreas marginais à rede hidrográfica para seu deslocamento e necessitam de fragmentos distribuídos na paisagem para

facilitar sua locomoção, servir de abrigo, fonte de alimentos e que ocorra fluxo gênico por cruzamento entre populações de espécies pertencentes à fauna e à flora.

5.2 – Geração de cenários baseados em distintas propostas de alteração do Código Florestal

O segundo objetivo do presente trabalho foi eleger um dos métodos testados na primeira parte desse estudo para gerar cenários de forma a comparar as orientações contidas no Código Florestal vigente com as propostas para a revisão do Código Florestal apresentadas tanto pelas tendências que apóiam o Projeto de Lei 1.876-C de 1.999 (convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011) como pelas tendências e posicionamentos da comunidade científica, representada pela SBPC e pela ABC.

São agora, portanto, apresentados os resultados dos procedimentos descritos no item 4.2, ou seja, a escolha de um dos métodos testados no item 5.1, a aplicação do método escolhido para a geração de cenários e o cálculo e análise de métricas de paisagem para os cenários gerados.

5.2.1 – Escolha de um método para localização de Reservas Legais para ser aplicado às distintas propostas de alteração do Código Florestal

Nessa etapa do trabalho realizou-se a comparação entre os três métodos testados no item 5.1, com a finalidade de sua aplicação para o segundo objetivo proposto nesse trabalho. Como um dos critérios de avaliação adotados para a análise dos métodos foi sua aplicabilidade nas escalas de tomada de decisão pelas Secretarias de Estado de Meio Ambiente, optou-se pela exclusão do M3 pela relativa maior dificuldade para a obtenção de dados e pela maior complexidade da sua aplicação em relação aos métodos 1 e 2 (M3 necessita de mapa de solos enquanto M1 e M2 não; e, é necessário um maior número de operações em ambiente SIG pelo M3).

Comparando-se os outros métodos restantes (M1 e M2), puderam ser constatados aspectos positivos e negativos do ponto de vista dos resultados

das métricas de paisagem em ambas as configurações espaciais resultantes de suas aplicações. O critério de desempate, no entanto, foi o fato de a configuração espacial da vegetação nativa resultante da aplicação do M2 ter gerado um cenário mais próximo da realidade observada no interior do Estado de São Paulo, onde inúmeros fragmentos de diferentes tamanhos são observados isolados espalhados na paisagem, e não somente ao longo dos cursos d'água, como a configuração espacial resultante da aplicação do M1 (situação esta muito rara de ser observada em campo nas paisagens do interior paulista).

São apresentados na tabela 8 os diferentes critérios comparados para a escolha de um dos métodos testados previamente nesse estudo.

Tabela 8: Critérios utilizados para a comparação entre os três métodos testados no item 5.1 desse trabalho.

Método	Dados necessários	Execução (relativa)	Configuração espacial
M1 - Alargamento das faixas de APP	Hidrografia	Fácil	Menos similar à realidade
M2 - Classes de Declividade	Topografia	Fácil	Mais similar à realidade
M3 - Classes de Susceptibilidade à Erosão	Topografia e solos	Complexa	Menos similar à realidade

Após a comparação entre M1 e M2, de acordo com os critérios estabelecidos nesse estudo, o Método 2 (Classes de Declividade, no qual as RLs são localizadas nas maiores classes de declividade da paisagem) foi, portanto, escolhido para locar as RLs na geração dos cenários representando diferentes propostas de alteração do Código Florestal.

5.2.2 – Escolha de cenários para representar as distintas propostas de alteração do Código Florestal

Dentre as várias formas possíveis de alteração do Código Florestal Vigente, foram eleitas algumas, de forma a tentar representar aproximadamente as consequências que cada uma delas poderiam ocasionar do ponto de vista de gestão e conservação dos recursos naturais, especialmente do ponto de vista da ecologia, explicada pela análise de métricas de paisagem. Dentre os cenários escolhidos, portanto, tentou-se representar os diferentes posicionamentos em relação ao tema, desde os que tendem a reduzir drasticamente as restrições impostas pelo Código Florestal vigente, até aquelas que sugerem sua revisão de forma a torná-lo mais efetivo do ponto de vista de gestão (utilização e conservação) dos recursos naturais solo, água e biodiversidade, bem como os benefícios associados.

Foram, ao final, definidos oito cenários com o intuito de representar as tendências e propostas descritas, bem como suas implicações para a conservação dos recursos naturais, mais especificamente do ponto de vista de potencial para conservação da biodiversidade. Os oito cenários definidos são apresentados na tabela 9.

Tabela 9: Cenários propostos para representar as diferentes propostas de alteração do Código Florestal vigente.

Cenário	Descrição	Sigla
C1	Manutenção das APP30 e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável.	APP30
C2	Manutenção das APP50 e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável.	APP50
C3	Inclusão das APP30 no cômputo das RL's. Porcentagem de cobertura nativa de 20%.	APP30 + RL = 20%
C4	Inclusão das APP50 no cômputo das RLs. Porcentagem de cobertura nativa de 20%.	APP50 + RL = 20%
C5	Manutenção das APP30 e das RLs de 20%. Porcentagem de cobertura nativa variável.	APP30 + RL de 20%
C6	Manutenção das APP50 e das RLs de 20%. Porcentagem de cobertura nativa de variável.	APP50 + RL de 20%
C7	Manutenção das APP30 e das RLs em tamanho variável. Porcentagem de cobertura nativa de 30%.	APP30 + RL = 30%
C8	Manutenção das APP50 e das RLs em tamanho variável. Porcentagem de cobertura nativa de 30%.	APP50 + RL = 30%

5.2.3 – Geração de oito cenários para comparação de propostas de alteração do Código Florestal

São apresentados na tabela 10 os resultados dos cálculos das diferentes porcentagens de APPs e RLs utilizadas nos diferentes cenários propostos.

Tabela 10: Porcentagens de área ocupada pelas APPs e RLs calculadas em relação à área total e em relação à área rural de São Carlos. A aplicação das APPs e RLs foi realizada apenas para a área rural do município.

	Área (ha)	% Área Total São Carlos	% Área Rural São Carlos
Área Total de São Carlos	113.851	100	
Área Rural de São Carlos	106.713	94	100
20% da Área Rural de São Carlos	21.343	19	20
APP 30	6.713	6	6
APP 30 + RL 20%	28.056	25	26
APP 50	11.038	10	10
APP 50 + RL 20%	32.381	28	30
30% da área Rural de São Carlos	32.014	28	30

Os mapas básicos e secundários utilizados para a geração dos três cenários do primeiro objetivo desse trabalho foram os mesmos utilizados para gerar os oito cenários para esse segundo objetivo do trabalho (ver detalhamento itens 4.1 e 4.2).

Nos oito cenários propostos foram consideradas dois tipos de APPs, as compostas por 30 metros ao longo de todos os corpos d'água e pelas

declividades acima de 100% (APP 30) e as que compostas por 50 metros ao longo dos corpos d'água e pelas declividades acima de 100% (APP 50). Em relação às RLs, diferentes porcentagens em relação à área de estudo foram testadas, incluindo cenários com a extinção desse instrumento legal. Todos os cenários envolvendo RLs foram gerados com a utilização do Método 2 (Classes de Declividade), descrito e analisado nos itens 4.1 e 5.1. As combinações realizadas para a geração dos cenários são apresentadas a seguir nas figuras 10 a 17.

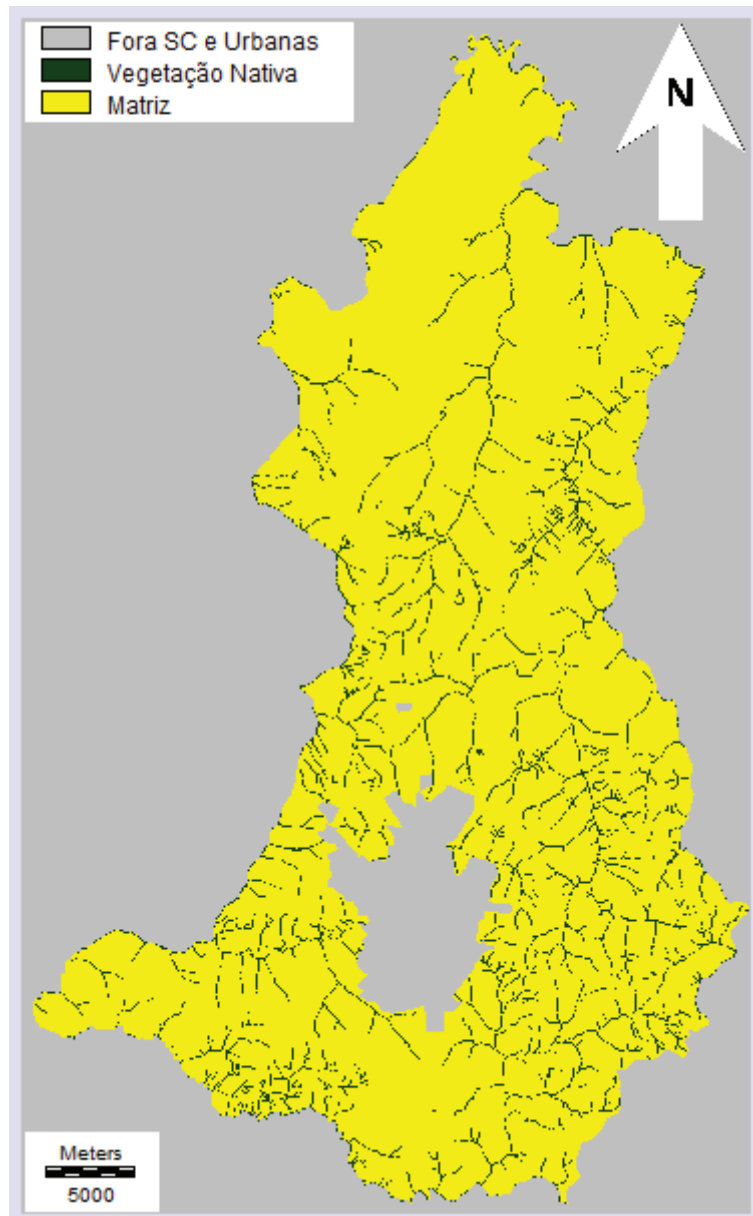


Figura 10: Cenário 1 - Manutenção das APP30 (30m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável. A área de APP30 obtida foi de 6.713 ha, equivalente a 6% da área rural de São Carlos.

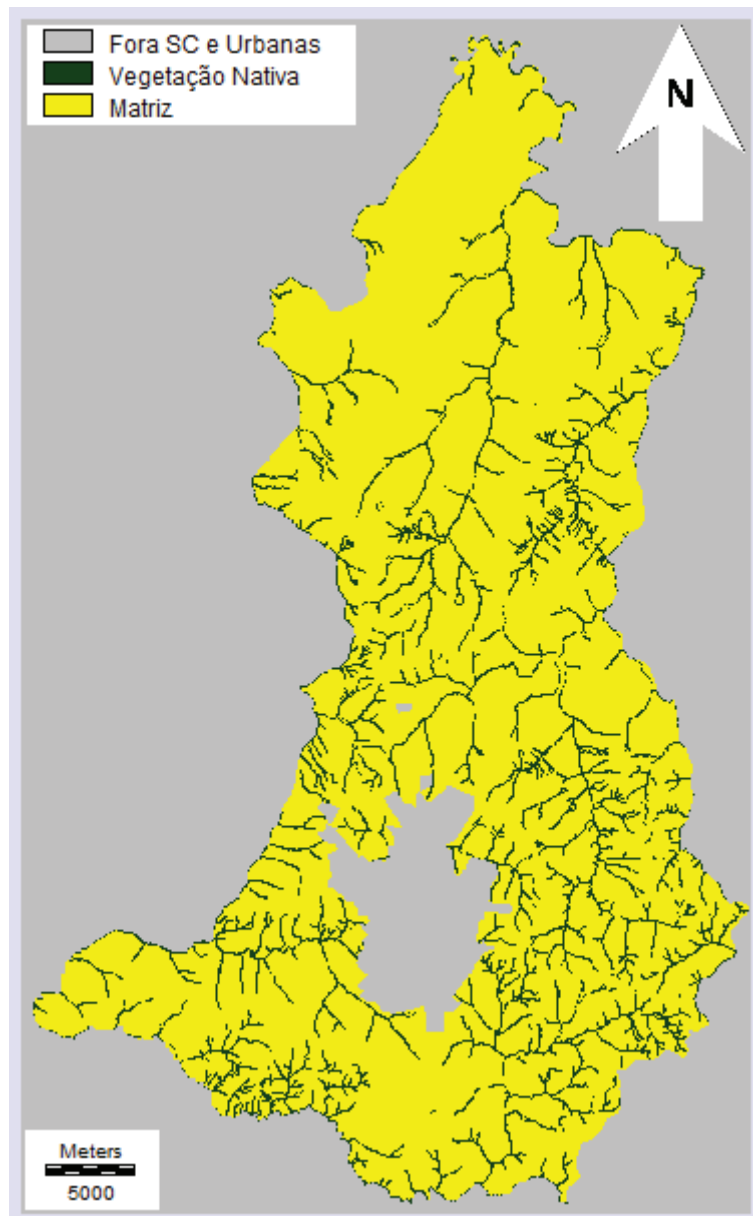


Figura 11: Cenário 2 - Manutenção das APP50 (50m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e extinção das RL's. Porcentagem de cobertura nativa variável. A área de APP50 obtida foi de 11.038 ha, equivalente a 10% da área rural de São Carlos.

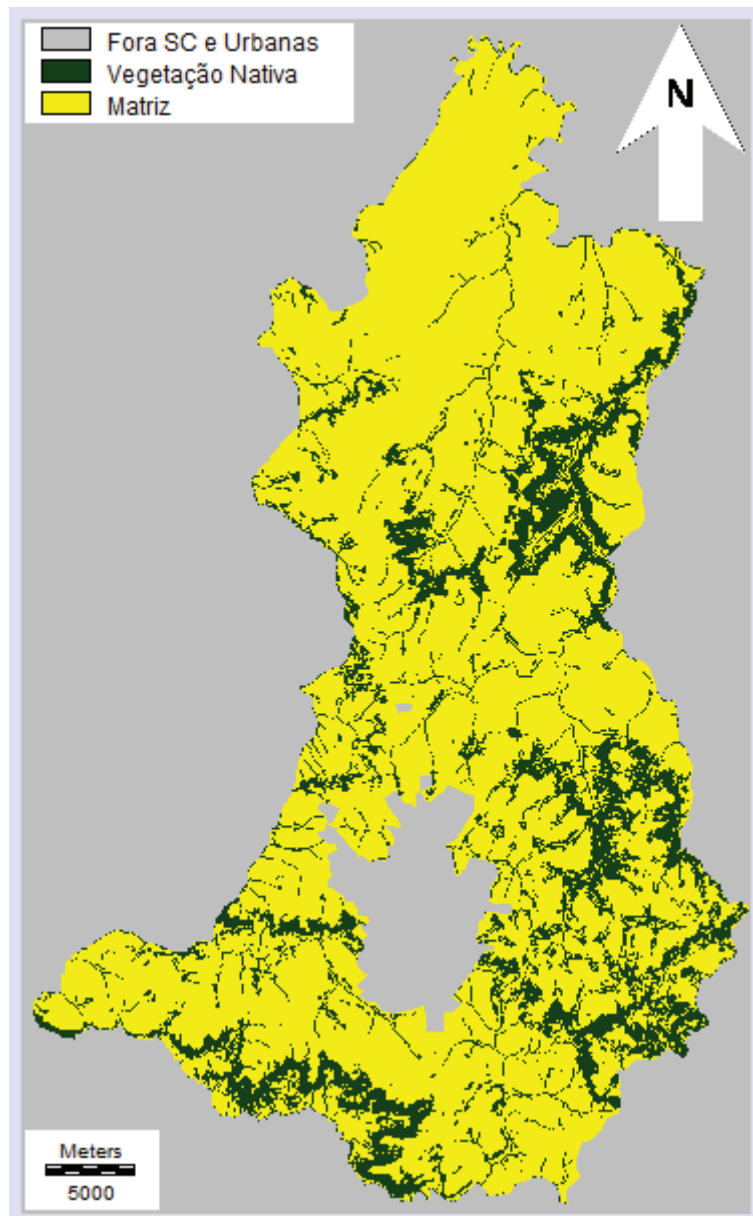


Figura 12: Cenário 3 - Inclusão das APP30 no cômputo das RL's (APP de 30m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100% + RL = 20%). Porcentagem de cobertura nativa de 20%. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 21.343 ha (20%) para APP30 + RL = 20%, sendo 6.713 ha (6%) para a APP30 e 14.629 ha (14%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 13% e 99,9%.

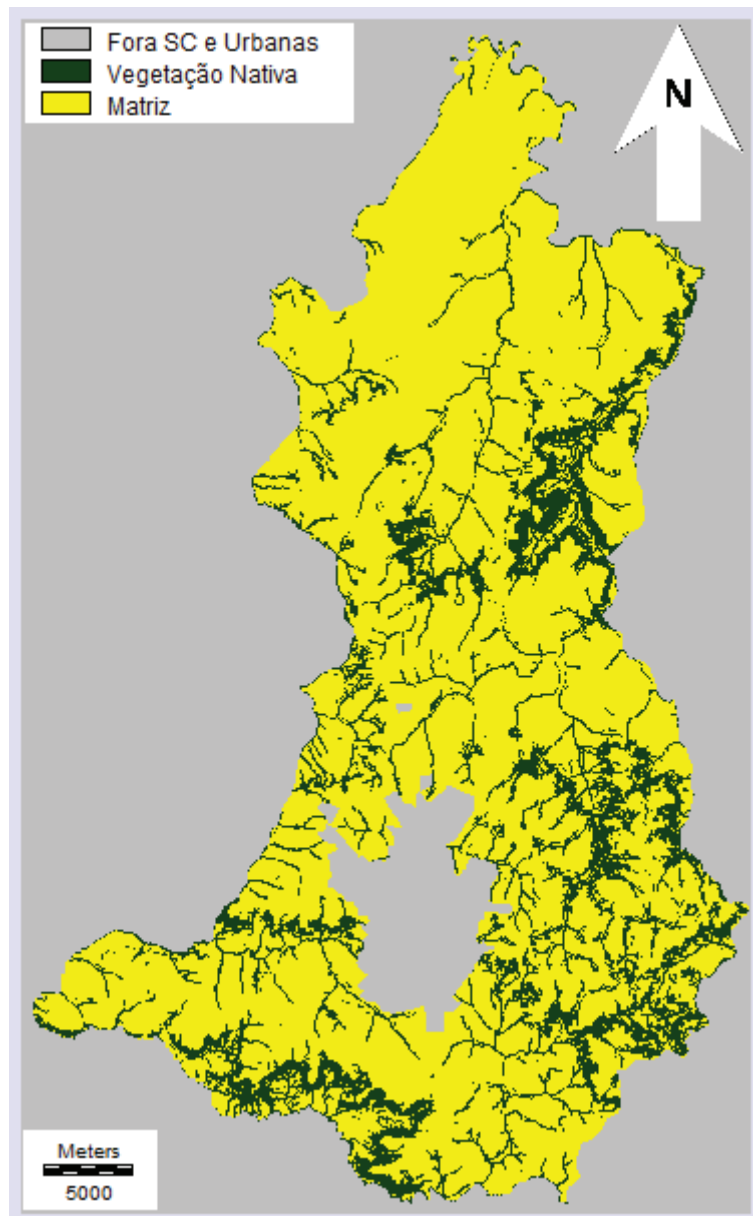


Figura 13: Cenário 4 – Inclusão das APP50 no cômputo das RLs (50m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100% + RL = 20%). Porcentagem de cobertura nativa de 20%. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 21.343 ha (20%) para APP50 + RL = 20%, sendo 11.038 ha (10%) para a APP50 e 10.304 ha (10%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 13% e 99,9%.

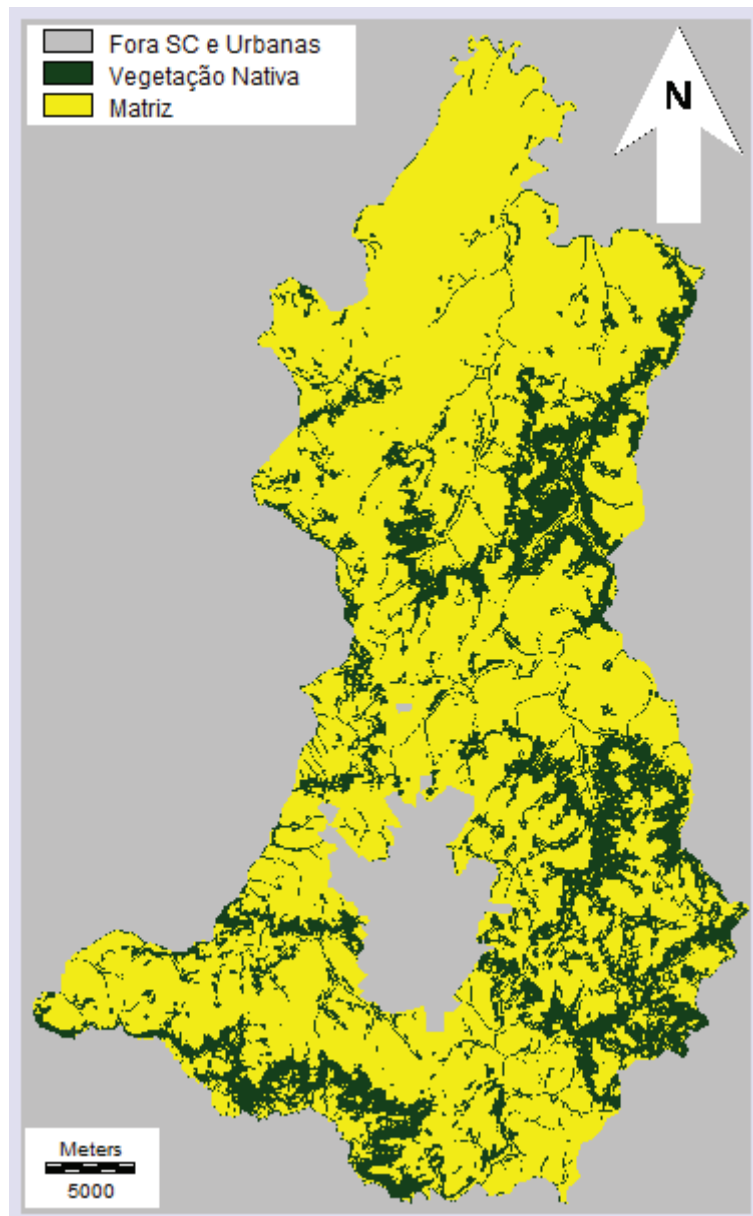


Figura 14: Cenário 5 – Manutenção das APP30 (30m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e das RLs de 20% (Código Florestal vigente). Porcentagem de cobertura nativa variável. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 28.056 ha (26%) para APP30 + RL 20%, sendo 6.713 ha (6%) para a APP30 e 21.342 ha (20%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 11% e 99,9%.

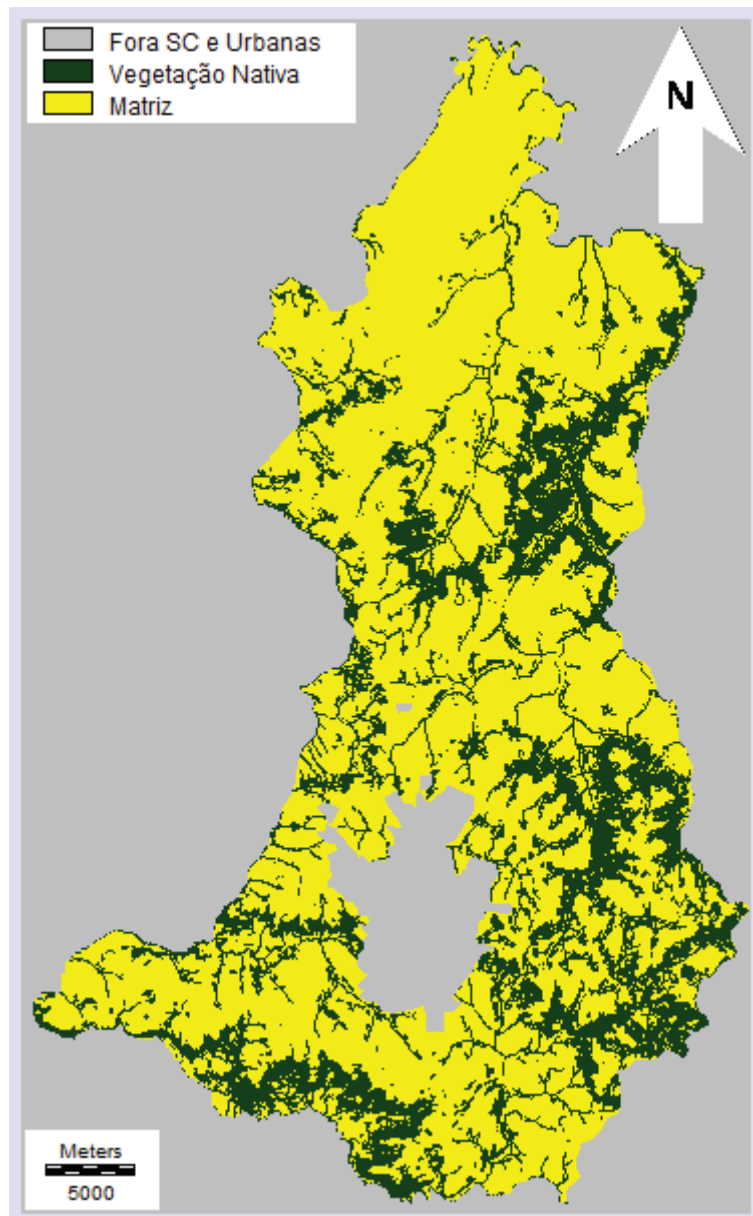


Figura 15: Cenário 6 – Manutenção das APP50 (50m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e das RLs de 20%. Porcentagem de cobertura nativa de variável. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 32.381 ha (30%) para APP50 + RL de 20%, sendo 11.038 ha (10%) para a APP50 e 21.342 ha (20%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 11% e 99,9%.

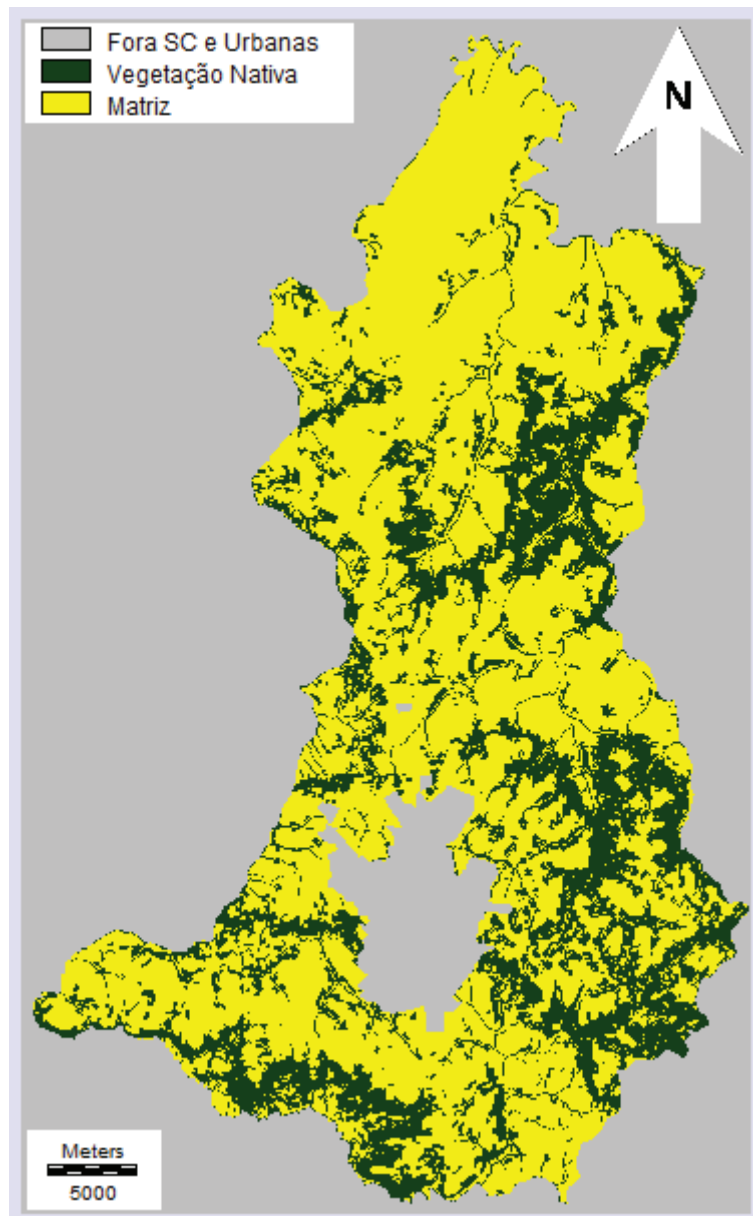


Figura 16: Cenário 7 - Manutenção das APP30 (30m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e das RLs em tamanho variável = 30%. Porcentagem de cobertura nativa de 30%. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 32.014 ha (30%) para APP30 + RL = 30%, sendo 6.713 ha (6%) para a APP 30 e 25.300 ha (24%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 10% e 99,9%.

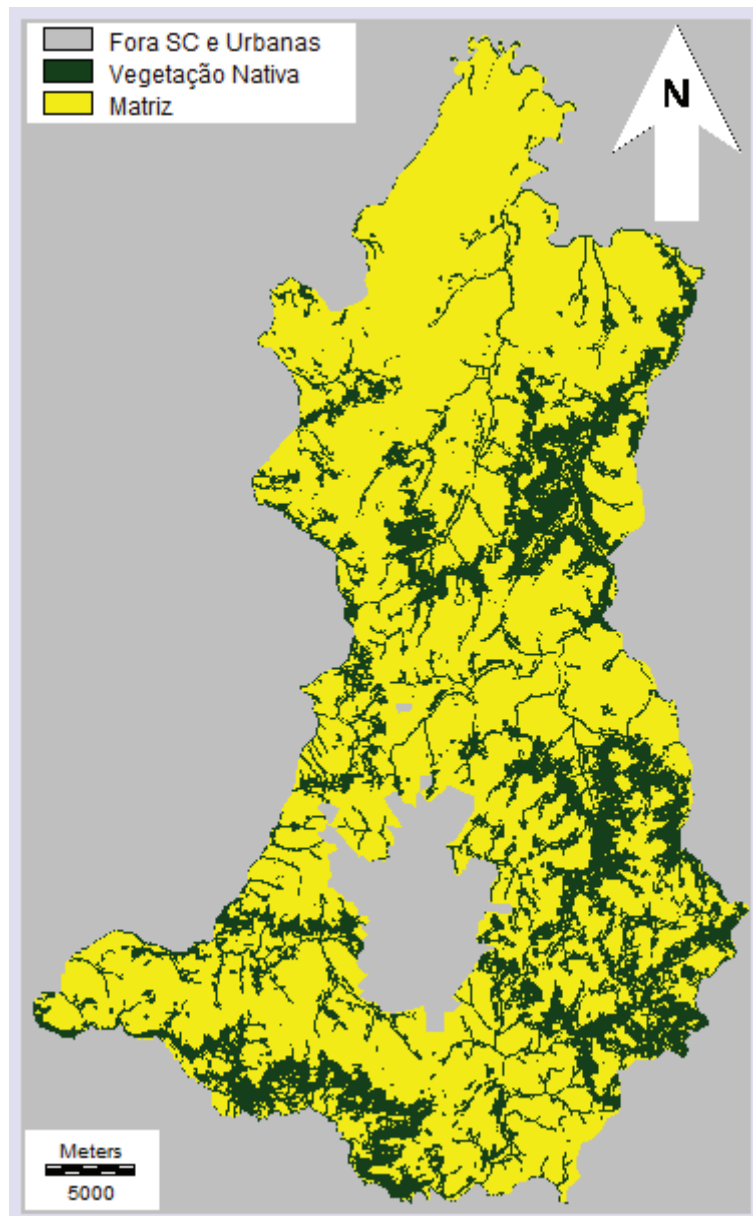


Figura 17: Cenário 8 – Manutenção das APP50 (50m ao longo dos corpos d'água e declividade acima de 100%) e das RLs em tamanho variável = 30%. Porcentagem de cobertura nativa de 30%. As áreas obtidas e as porcentagens em relação à área rural de São Carlos foram: 32.014 ha (30%) para APP50 + RL = 30%, sendo 11.038 ha (10%) para a APP50 e 20.976 ha (20%) para as RLs, que foram distribuídas entre as classes de declividade entre 11% e 99,9%.

5.2.4 – Comparação entre os oito cenários utilizando métricas de paisagem

Como descrito anteriormente no item 5.1 (ver também tabelas 3 e 4), dois tipos de métricas de paisagem foram utilizados nesse estudo, as Métricas de Classe (aquelas nas quais o cálculo das métricas considera os fragmentos em conjunto, como uma só classe), e as Métricas de Fragmento (aquelas nas quais o cálculo das métricas considera os fragmentos individualmente).

Nas áreas de borda dos fragmentos podem ser encontradas tanto espécies de borda como de interior de mata, porém, algumas espécies animais e vegetais ocorrem apenas em áreas internas ou centrais. Para essas espécies intolerantes aos ambientes de borda, as áreas disponíveis a serem computadas devem desconsiderar as áreas de borda, de acordo com a sensibilidade de cada espécie e esses padrões podem ser representados espacialmente pela profundidade (em metros) da área dos fragmentos que ficam sujeitas à esses efeitos. Nesse contexto, a Área Central (Área Total menos áreas sob efeito de borda), pode ser um bom indicador de se estas espécies dispõem ou não de áreas suficientes com condições de sobrevivência, locomoção e reprodução. Ressalta-se, porém, que apenas a comparação da área total de fragmentos com a área central não pode ser usada para conclusões definitivas, pois devem ser utilizadas outras métricas em conjunto para explicar os diversos fatores que podem influenciar na manutenção ou extinção de espécies ou mesmo de ecossistemas. No entanto, de forma bem elucidativa, fica evidenciado que a área total dos fragmentos não representa a área total de habitats a ser considerada como efetivamente conservada, especialmente pelo fato de o efeito de borda com profundidade de 50m, adotado nesse estudo, ser considerado na literatura como um dos limites mínimos a serem empregados como média de efeito de borda para espécies de mata atlântica, havendo autores (ver item 2.2) que defendam que efeitos de borda médios devam ser considerados de 100m, 500m ou mesmo profundidades maiores, dependendo da espécie ou conjunto de espécies ou processos ecológicos em questão.

Tabela 11: Influência do efeito de borda sobre os fragmentos na distribuição espacial obtida nos cenários C1 a C8, com profundidade de borda definida em 50m do limite do perímetro dos fragmentos. Os cálculos de porcentagem de Área Central foram feitos tomando como base a Área Total de Floresta para cada cenário. NS: não significante.

Cenários	Descrição	Área Total de Floresta (ha)	Área Central de Floresta (ha)	Porcentagem de Área Central (%)
C1	APP30	6.714	5	NS
C2	APP50	11.038	1.175	11
C3	APP30 + RL = 20%	21.362	7847	37
C4	APP50 + RL = 20%	21.133	7023	33
C5	APP30 + RL de 20%	27.212	12.328	45
C6	APP50 + RL de 20%	30.074	14.246	47
C7	APP30 + RL = 30%	31.499	15.896	50
C8	APP50 + RL = 30%	30.074	14.246	47

Observando-se os resultados da tabela 11 pode-se evidenciar, em termos de porcentagem de área, o impacto que o efeito de borda pode exercer sobre a conservação efetiva de espécies animais e vegetais presentes nos fragmentos florestais. Da Área Total de Floresta (assumida como 100% do total de floresta para cálculos da porcentagem de Floresta Central), os valores de porcentagem de Área Central (AC) correspondem a menos da metade da AT para todos os cenários gerados (valor máximo de 50% para o C7). Isso indica que, se considerado um efeito de borda médio de 50m, menos da metade da área dos fragmentos é efetiva para a conservação de espécies de interior da mata. A configuração espacial do C1 fez com que praticamente toda a área dos fragmentos ficasse exposta a efeitos de borda. No caso do C2, apesar de melhor que o C1, também sofre muito com a exposição das margens, ficando

com 89% de sua área sob efeito de borda. Apesar das baixas porcentagens obtidas pelos cenários C1 e C2, o C2 apresentou-se aproximadamente 11 vezes melhor que o C1 com o aumento de menos da metade da AT (APP30 com 6.714 ha e APP50 com 11.038 ha). Nos cenários 3 e 4 já começam a ser perceptíveis diminuições das influências do efeito de borda (quando atingi-se 20% de cobertura nativa), porém, somente a partir do C5 (representando o Código Florestal vigente) os efeitos de borda começam a se apresentar relativamente menos intensos.

Quando comparadas as implicações das distribuições espaciais das diferentes metragens de APPs (APP30 e APP50) nos cenários que apresentam RLs (C3 a C8), constata-se que nos cenários C3, C4, C7 e C8 (nos quais a área de RLs sofre diminuição quando ocorre o alargamento da área das APPs de 30 para 50 metros), a porcentagem de AC tende a ser menor nos cenários com APP50 (C4 e C8) que nos cenários com APP 30 (C5 e C7). O aumento da AC nos cenários C3 e C7 (com APP30) ocorre, nesse caso, devido à disponibilização de mais áreas para RLs que nos cenários com APP50, o que indica que, nesse estudo, maiores áreas de RLs apresentou maior potencial de gerar áreas centrais que as mesmas quantidades de área locadas nas APPs.

Realizando-se a mesma análise para os cenários C5 e C6, onde a largura das APPs não interfere na quantidade de área destinada às RLs (composta nesses cenários com o valor fixo de 20% da área de estudo), constata-se o aumento da AC para o C6 (que possui APP50). Isso indica que no cômputo das AC finais, além das AC das RLs, a APP50 também colabora com AC.

Outra comparação que pode ser elucidativa é entre as porcentagens AT e da AC de florestas de cada cenário em relação à área rural de São Carlos. As porcentagens são respectivamente: C1) 6% e 0%; C2) 10% e 1%; C3) 20% e 7%; C4) 20% e 7%; C5) 26% e 12%; C6) 28% e 13%; C7) 30% e 15%; C8) 28% e 13%. Nesse contexto, o cenário que apresentou a menor perda foi o C7, que manteve metade da sua AT como AC.

Comparando-se os cenários C6, C7 e C8, observa-se que disponibilizando-se mais áreas para as RLs (como no caso do C7) a tendência é de proporcionar a

conformação de maiores fragmentos fora das margens da rede hídrica, fazendo com que, ao final, os fragmentos fiquem menos susceptíveis aos efeitos de borda numa profundidade de 50 metros, conforme pode ser observado na tabela 11.

A seguir (na tabela 12) são apresentadas as métricas de paisagem calculadas para os oito cenários gerados.

Tabela 12: Métricas de Paisagem calculadas para os oito cenários gerados.

Cenários	Número de Fragmentos NF	Índice do Maior Fragmento IMF	Área Média dos Fragmentos (ha) AMF	Índice de Área Central InAC	Índice de Proximidade (raio 100m) IP100	Índice de Proximidade (raio 500m) IP500
C1	243	1	28	0	680	713
C2	124	5	89	2	4.213	4.413
C3	1.124	10	19	3	25.775	26.410
C4	764	15	28	2	55.579	57.053
C5	1.258	17	22	3	59.393	60.788
C6	1.052	23	29	3	88.491	90.787
C7	1.372	20	23	4	71.001	72.886
C8	1.052	23	29	3	88.491	90.787

Os cenários 1 e 2 são apenas APPs (APP30 e APP50) sem RLs, e os cenários 3 a 8 as RLs, foram localizadas entre as declividades: 3) 13% e 99,9%; 4) 13% e 99,9%; 5) 11% e 99,9%; 6) 11% e 99,9%; 7) 10% e 99,9%; e 8) 11% e 99,9%. Em negrito estão indicados os melhores valores/índices obtidos para cada métrica.

Analisando-se a tabela 12 pode-se observar que a Área Média dos Fragmentos (AMF) resultante pelo C2 foi maior que os outros cenários devido à

concentração dos fragmentos junto à rede hidrográfica (em detrimento da não distribuição dos fragmentos em outras porções da paisagem). Essa distribuição espacial acarretou em uma AMF para o C2 três vezes maior que qualquer um dos outros cenários, que está relacionada também com o menor Número de Fragmentos (NF) entre todos os cenários obtido pelo C2 (NF = 124). A menor AMF foi a do C3, provavelmente pela relação de uma baixa porcentagem de RLs (14%) e APP30 (menor das APPs) com o alto NF (NF = 1.124), que mesmo não sendo o maior NF entre os cenários, tem bastante peso nesse caso devido à menor AT desse cenário (C3).

O maior valor obtido para o Índice de Área Central (InAC), foi o do C7 (InAC = 4) que pode ser explicado pela maior porcentagem de área destinada à RL (26%) em relação aos outros cenários. Os cenários que possuem RL de aproximadamente 20% (C3, C5, C6 e C8) apresentaram os mesmos valores de InAC (InAC = 3). Os cenários C2 e C4 apresentaram valores menores (InAC = 2). Esses valores podem ser explicados pelo fato de o C2 dispor apenas das APP50 e o C4 dispor das APP50 mais apenas 10% de RLs. O menor de todos os InAC foi o do C1 devido à alta exposição dessa configuração espacial (AAP30) aos efeitos de borda com profundidade de 50 metros.

Na análise dos oito cenários não houve uma relação direta das AMF com os InAC. Por exemplo, o C2 apresentou AMF de 89 ha (a maior entre os oito cenários) mas um baixo InAC (InAC = 2), bem como o C7, que apresentou um valor intermediário de AMF de 23 ha (que variou de 19 a 89 nos outros cenários) e o maior InAC de todos (InAC = 4). No entanto, se comparados os InAC com os Índice do Maior Fragmento (IMF), pode ser observada uma relação diretamente proporcional entre o aumento dos dois índices, indicando uma alta correlação entre essas duas métricas nas configurações espaciais (e formas dos fragmentos) obtidos como resultados dos oito cenários no presente estudo. Os mais altos IMF foram obtidos pelos C6 e C8 (IMF = 23). O menor IMF obtido foi para o C1 (IMF = 1).

Os melhores Índices de Proximidade (tanto num raio de 100 metros como num raio de 500 metros do fragmento focal) foram obtidos pelos cenários C6 e C8.

Analisando os pares em separado (em relação à largura da APP de corpos d'água e quantidade de RLs) C1 com C2; C3 com C4; C5 com C6; C7 com C8, nos casos em que os cenários apresentam APP30, os NF são maiores que naqueles que apresentam APP50. Pode ser observado também que maiores áreas destinadas RLs acarretaram em maiores NF. A comparação entre os cenários que possuem RLs e APP30 (C3, C5 e C7) com os que possuem RLs e APP50 (C4, C6 e C8), mostra que o NF sempre aumenta com a presença das APP30 devido ao fato de maiores porcentagens destinadas às RLs gerarem um maior número de fragmentos espalhados na paisagem. O menor NF foi o do C2 (NF = 124), e o segundo menor foi o do C1 (NF = 243). O maior NF obtido foi o do C7 (NF = 1.372), devido à maior porcentagem de RLs (24%).

Os menores NF associados aos menores Índices de Proximidade (IP) obtidos pelos cenários C1, C2 e C4 em relação aos outros cenários aponta que significativas porções da paisagem fiquem sujeitas ao aumento da distância entre fragmentos pela ausência de RLs no C1 e C2 e, pela baixa porcentagem de área destinada às mesmas no C4 (10%).

Conforme discutido no item 5.1, as análises do NF devem ser feitas de forma cautelosa, pois existe uma tendência de que quanto maior o NF em uma paisagem, maior seja a probabilidade de organismos conseguirem se locomover de um fragmento a outro atravessando a matriz. Por outro lado, o NF é um indicador de fragmentação, sendo que maiores valores de NF indicam paisagens mais fragmentadas e essa configuração tende a ser muito pior para espécies dependentes de habitat contínuos por não terem capacidade de deslocamento em áreas de não habitat. A situação atual das paisagens do Estado de São Paulo apresenta, de forma praticamente generalizada, a ocorrência de fragmentos muito pequenos (com poucas exceções onde ocorrem fragmentos grandes, como, por exemplo, no caso do Parque Estadual da Serra do Mar), com altas porcentagens de suas áreas sob efeitos de borda, e, por vezes, com formas que muitas vezes tendem a reduzir ainda mais as áreas centrais. Nesses casos, as análises conduzem a uma lógica que permite considerar um alto NF como um aspecto negativo.

Especificamente nesse estudo, onde são comparados oito cenários com

diferentes áreas de cobertura nativa (seja nas diferentes porcentagens da área total destinada às APPs como às RLs), um alto NF não implica, necessariamente, na ocorrência de apenas fragmentos menores com alta susceptibilidade aos efeitos de borda (EB), sendo que isso dependerá também da distribuição espacial dos fragmentos na paisagem e da forma com que ocorrerão. Os cenários C6 e C8 são bons exemplos dessa situação, pois possuem altos NF (1052), porém também os maiores IMF (IMF = 23) e as maiores AMF (AMF = 29), além de altos valores de InAC. Nesse caso (dos cenários C6 e C8), os destacados maiores valores de Índices de Proximidade com 100m de raio e com de 500m de raio (IP100 e IP500) apontam que essas configurações (C6 e C8) foram as melhores obtidas, quando analisadas todas as métricas em conjunto.

Nesse contexto, destacam-se positivamente os cenários C6 e C8, com um NF de 1.052, porém com os maiores valores de IP100 e IP500. Nesse caso, a distribuição espacial obtida pelos cenários C6 e C8 favorece a locomoção de organismos pela paisagem tanto em matas localizadas às margens de corpos d'água como em matas localizadas em porções da paisagem localizadas distantes da rede hidrográfica.

Estes resultados somam-se aos de Awade e Metzger (2008) e de Boscolo *et al.* (2008), que afirmam que manutenção integral das RLs, mesmo que na forma de pequenos fragmentos dispersos pela paisagem, cumpre um papel ecológico primordial de facilitar os fluxos biológicos pela paisagem e também os de Boscolo e Metzger (2011) que afirmam que as RLs são fundamentais para reduzir o grau de isolamento entre os fragmentos de maior porte.

Ainda analisando em nível de Métricas de Classe, os Cenários C6 e C8 apresentaram melhores resultados para os IP100 e IP500. Isso indica que cenários C6 e C8 obtiveram uma distribuição espacial dos fragmentos na qual menores porções da paisagem ficassem desprovidas de fragmentos, o que permite uma melhor locomoção das espécies com raios de locomoção de 100 e 500m, respectivamente, tanto pelas APPs (APP50) como entre RLs na paisagem.

Percebe-se que, conforme aumenta-se a faixa de APP (de APP30 para APP50) e, principalmente as porcentagens de RLs, os valores dos IP também aumentam. Isso pode ser observado nos valores de IP se comparados os cenários C3, C4, C5 e C7.

Os valores mais baixos do IP ficaram para os cenários C1 e C2, pelo fato de não disporem de RLs, e pela ausência de fragmentos nas porções da paisagem situadas além das margens da rede hidrográfica. Nesses casos a locomoção da fauna é muito menor e realizada exclusivamente pelo acompanhamento da malha hídrica e os fragmentos que a protegem. Isso significa, portanto, que os organismos que se deslocam por áreas que não sejam as ribeirinhas terão de cruzar uma maior extensão da paisagem sem vegetação. Resultados semelhantes foram também obtidos por Oliveira-Filho (1994 a e b), por Metzger *et al.*, (1997) e por Rodrigues e Leitão-Filho (2010), que afirmam que, além de terem funções distintas, APPs e RLs possuem comunidades biológicas complementares, pois as espécies que se adaptaram aos ambientes ribeirinhos, constantemente perturbados por cheias, não são as mesmas das áreas de terra firme. Silva *et al.*, (2008) complementam ainda que as espécies de terrenos muito declivosos não são as mesmas das áreas planas.

As figuras 18 a 31, geradas a partir das Métricas de Fragmentos, que relacionam a Área de cada fragmento com os Índices de Proximidade obtidos pelos mesmos, permitem aprofundar essa análise e entender as implicações das diferentes distribuições espaciais obtidas em cada cenário sobre o aumento ou diminuição do isolamento entre os fragmentos analisados (fragmentos focais dos cálculos) com outros localizados num raio de 100m e 500m (IP100 e IP500). Dessa forma, cada ponto no gráfico representa um fragmento e é possível realizar-se uma análise visual não baseada em valores médios (como nas métricas de classe), mas sim nos valores obtidos para cada fragmento da paisagem. São apresentados a seguir os gráficos dos Índices de Proximidade (raio 100m e raio 500m) para cada um dos oito cenários.

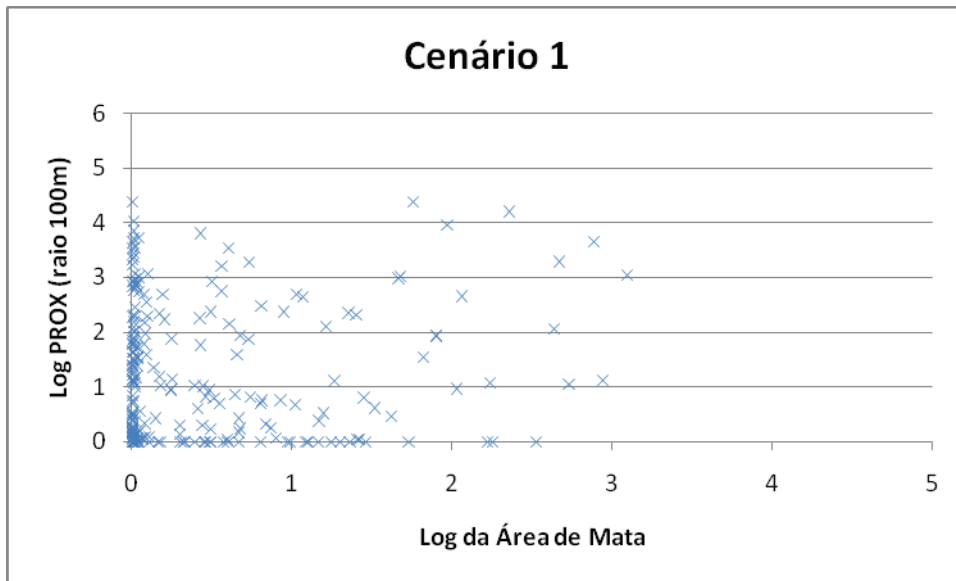


Figura 18: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 1 (manutenção das APP 30 e extinção das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

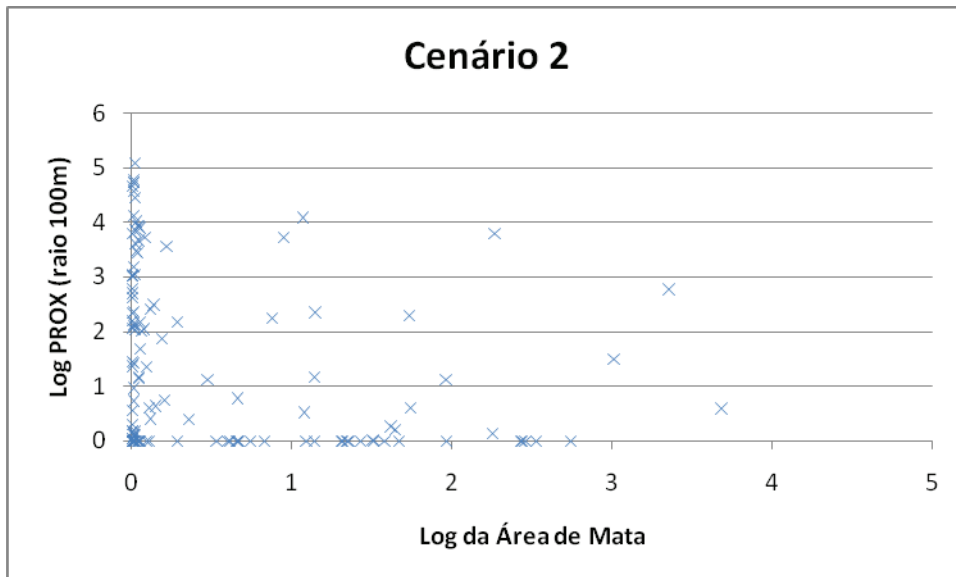


Figura 19: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 2 (manutenção das APP 50 e extinção das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

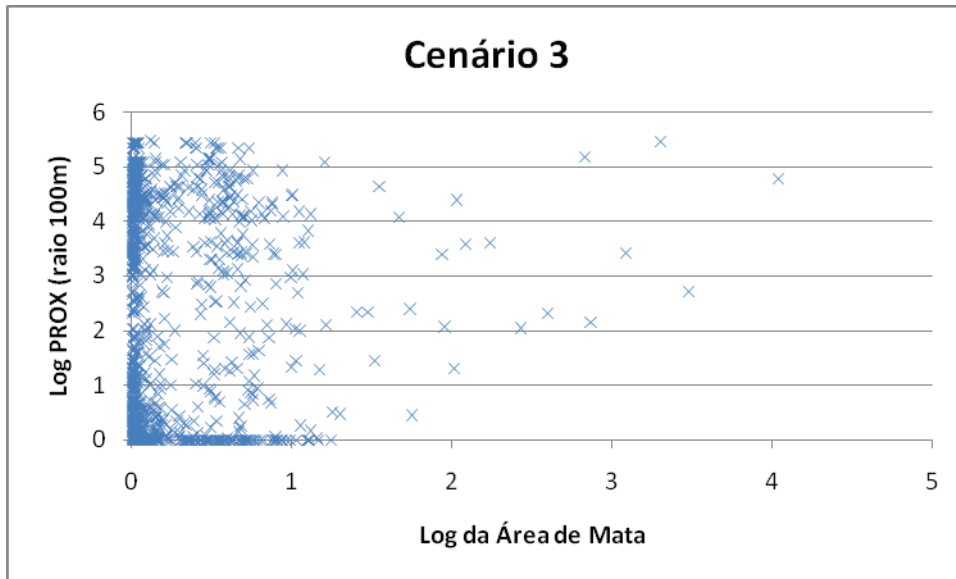


Figura 20: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 3 (inclusão das APP 30 no cômputo das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

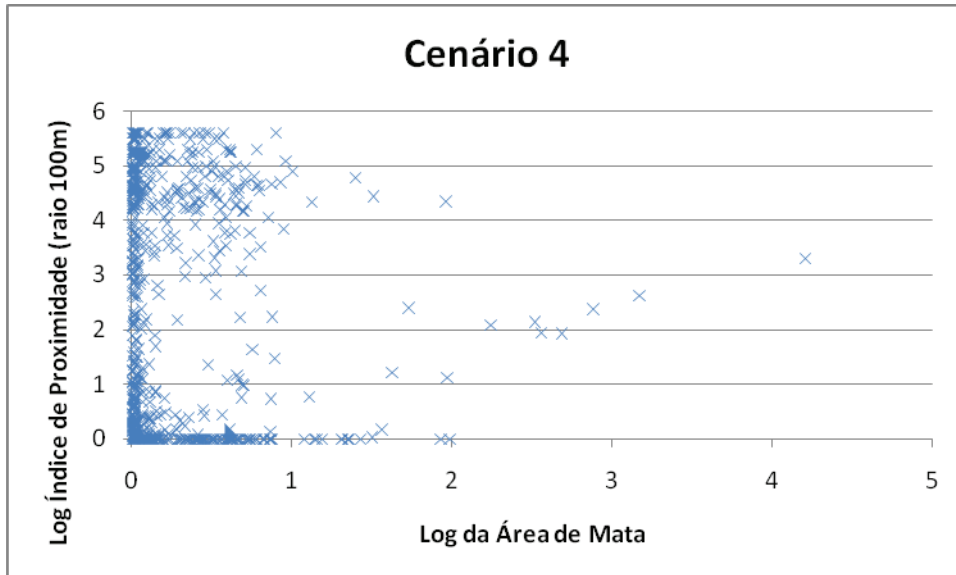


Figura 21: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 4 (inclusão das APP 50 no cômputo das RLs) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

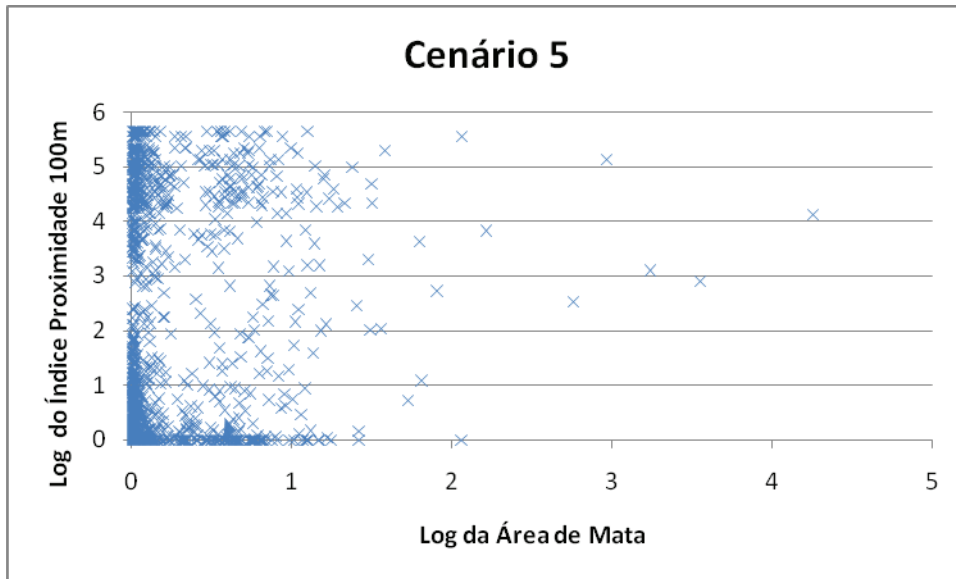


Figura 22: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 5 (manutenção das APP 30 e das RLs de 20%) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

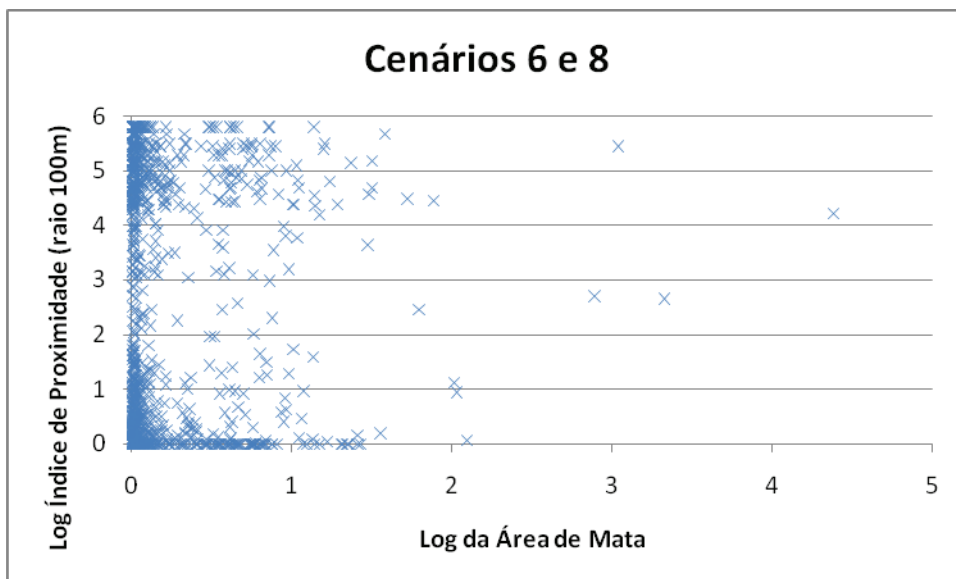


Figura 23: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 6 e 8 (manutenção das APP 50 e das RLs de 20% no C6, Manutenção das APP 50 e das RLs em tamanho variável até atingir 30% no C8) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

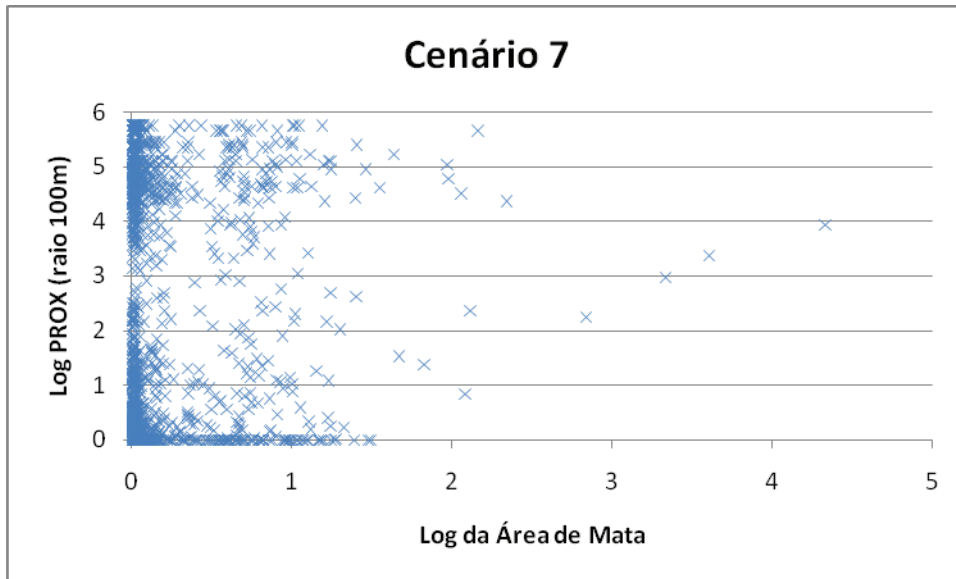


Figura 24: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 7 (manutenção das APP 30 e das RLs em tamanho variável) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 100m de distância do fragmento focal.

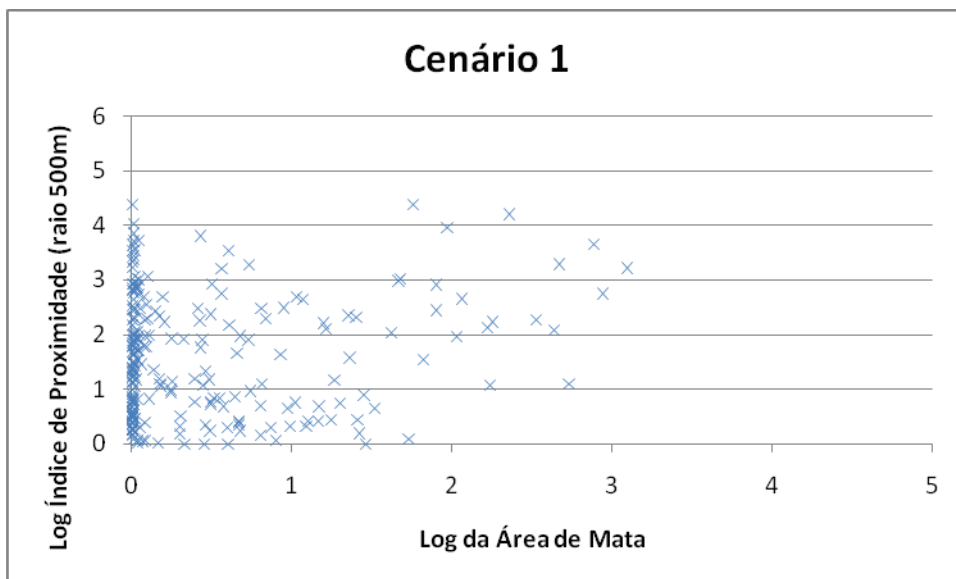


Figura 25: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 1 (manutenção das APP 30 e extinção das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

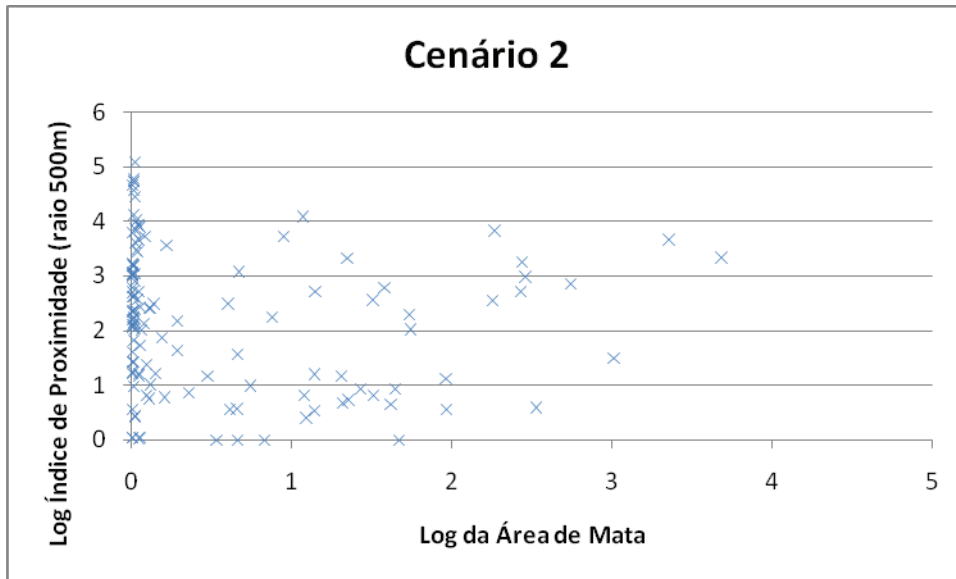


Figura 26: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 2 (manutenção das APP 50 e extinção das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

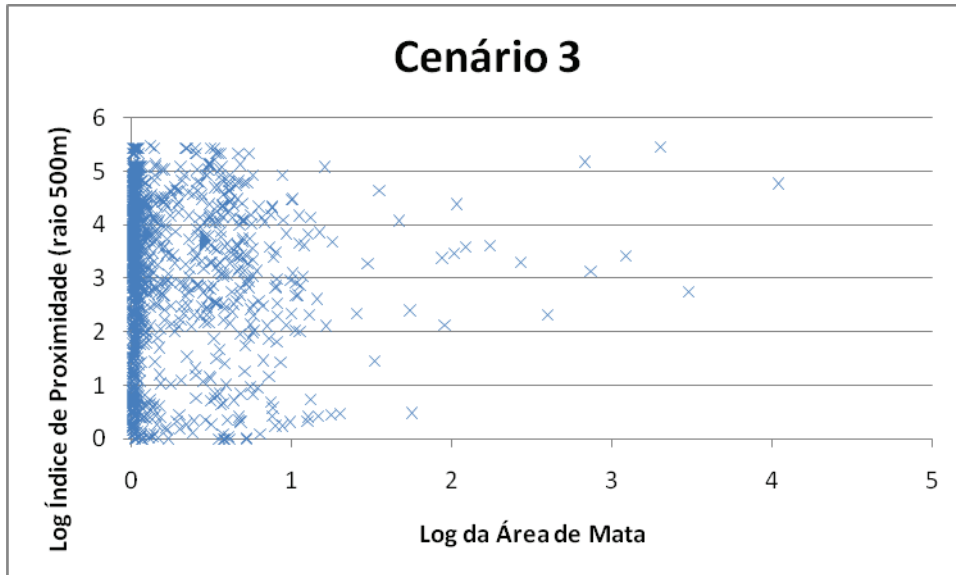


Figura 27: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 3 (inclusão das APP 30 no cômputo das RL's) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

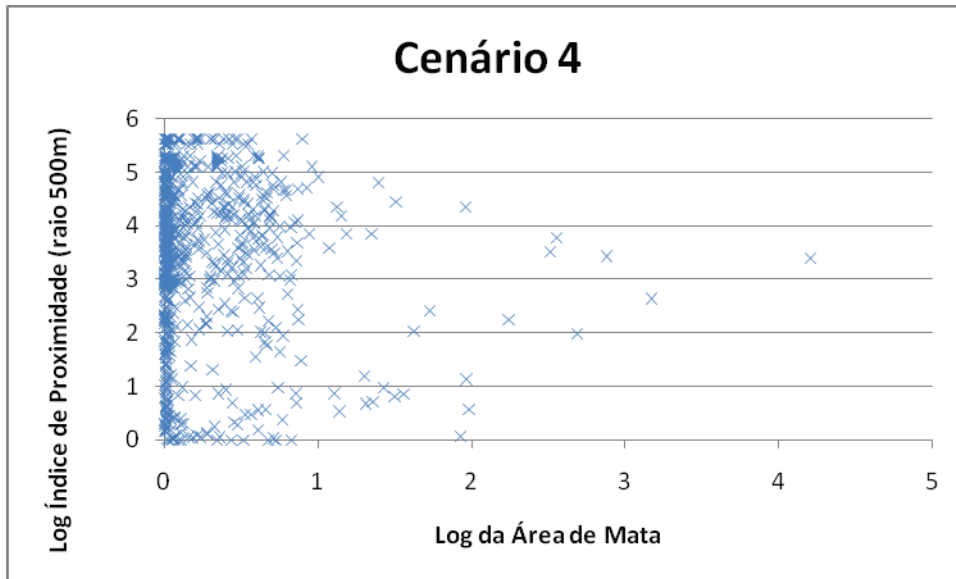


Figura 28: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 4 (inclusão das APP 50 no cômputo das RLs) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

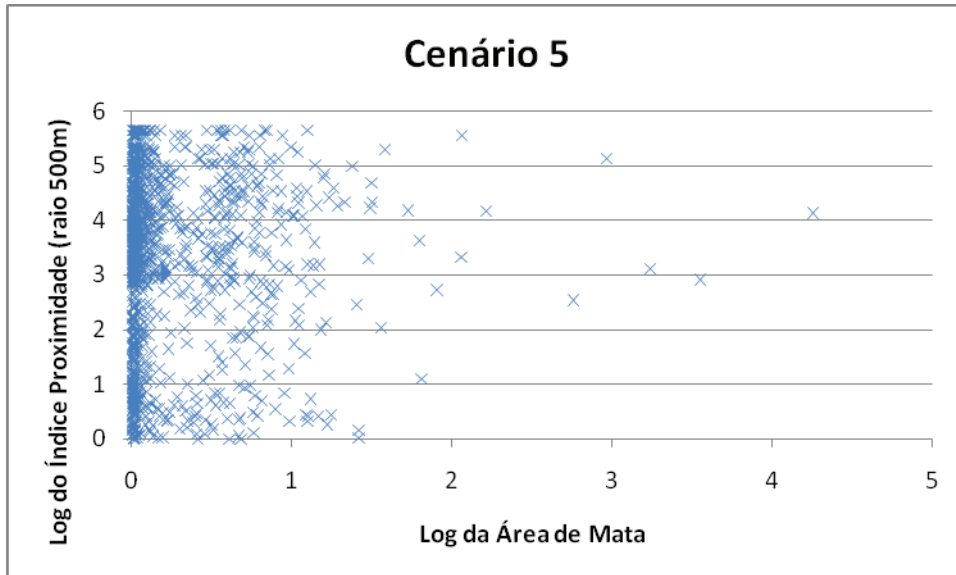


Figura 29: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 5 (manutenção das APP 30 e das RLs de 20%) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

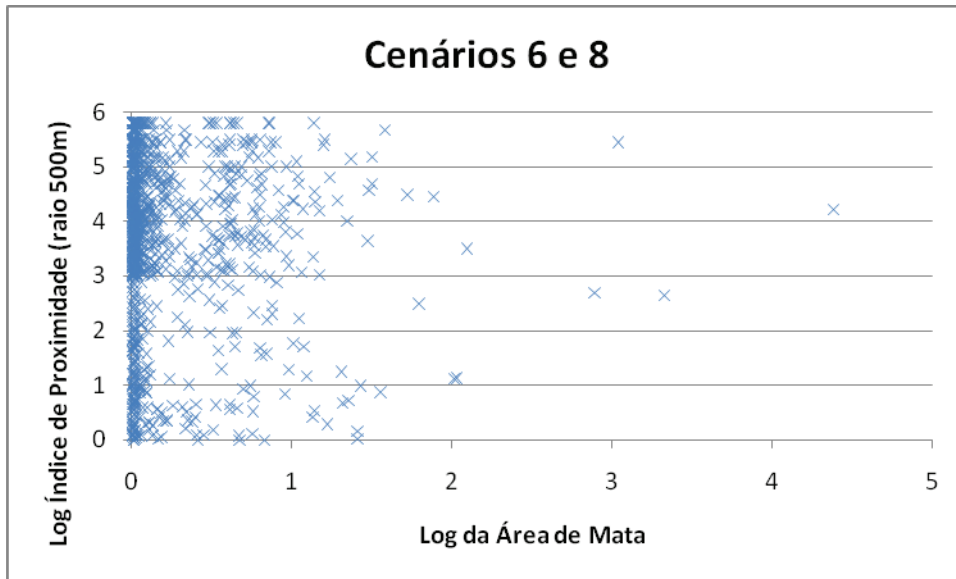


Figura 30: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelos Cenários 6 e 8 (manutenção das APP 50 e das RLs de 20% no C6, Manutenção das APP 50 e das RLs em tamanho variável até atingir 30% no C8) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

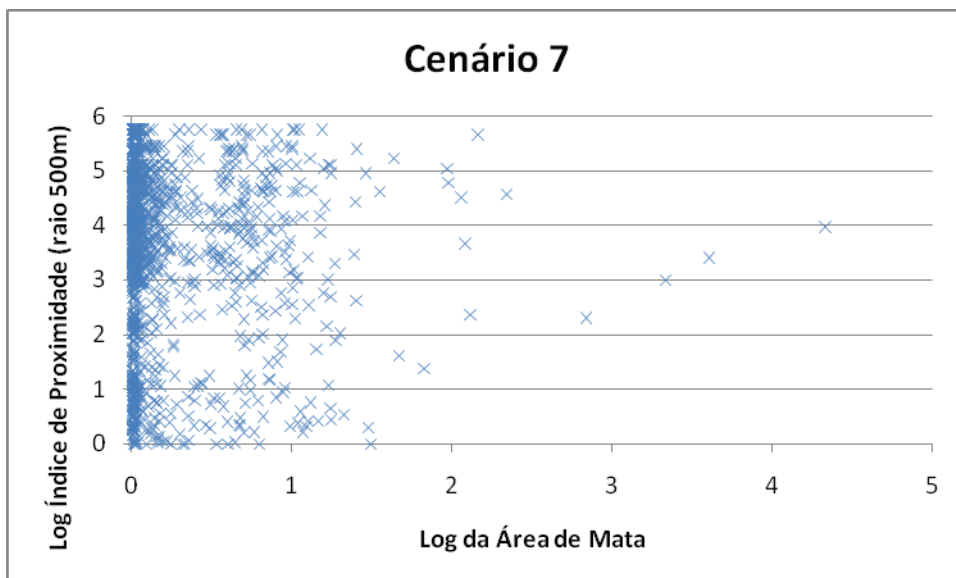


Figura 31: Dispersão dos fragmentos de vegetação nativa obtida pelo Cenário 7 (manutenção das APP 30 e das RLs em tamanho variável) relacionando a Área com o Índice de Proximidade de cada fragmento. O Índice de Proximidade foi calculado num raio de 500m de distância do fragmento focal.

Analisando-se conjuntamente as figuras 10 a 31 e a tabela 12, nota-se que os cenários C1 e C2 dispõem poucos fragmentos na paisagem (baixos NF) e possuem grande área e valores de IP100 baixos, pois são fragmentos lineares e que não possuem vegetação no seu entorno. Quando se aumenta o raio de proximidade para 500m (IP500), passa-se a aumentar a possibilidade de deslocamento para a vegetação das margens dos rios vizinhos, obtendo-se um pequeno aumento dos valores. Isso indica que organismos com média a alta capacidade de locomoção na matriz e que habitam áreas próximas a corpos d'água, ainda possam conseguir chegar a outros fragmentos na configuração espacial da mata nativa no cenário C2. Com o aumento da faixa de 30 metros para 50 metros (APP30 para APP50), os impactos de isolamento são reduzidos mas pode ser constatado que mesmo a APP50 (C2) ainda é insuficiente para a locomoção de organismos não ribeirinhos, se considerada as APP50 sozinhas na paisagem, sem RLs. A ocorrência de alguns fragmentos maiores no C2 explica o aumento de InAC e do IMF, a diminuição do NF e o aumento da AMF desse cenário em relação ao C1.

Analisando-se comparativamente os cenários C6 e C8 (ambos com 30% de cobertura nativa na paisagem), esses cenários apresentaram alguns fragmentos grandes (análise gráfica e IMF = 23, o maior obtido) e um grande número de fragmentos menores, porém com altos valores de IP100, ou seja, existem mais fragmentos num raio de 100m ao entorno destes. Portanto, apesar de os resultados gerarem uma primeira impressão negativa devido ao fato de esses cenários estarem muito fragmentados (vide altos NF), estes irão, por outro lado, favorecer espécies que habitam regiões mais secas por manterem áreas de habitat em porções da paisagem que não estejam apenas junto às margens da rede hidrográfica, como ocorre no caso dos cenários C1 e C2, e mesmo C3 e C4. Conforme já discutido anteriormente (inclusive no item 5.1), as áreas mais distantes da rede hidrográfica geralmente apresentam uma biota complementar à das margens de cursos d'água, sendo, por essa razão, importante também conservá-las.

Em relação ao cômputo das APPs nas RLs, Silva *et al.* (2011), comentam que ao incluir as APPs no cômputo das RLs, a exigência de conservação de RL é

substancialmente reduzida, podendo, em alguns casos, deixar de existir (quando a cobertura da APP na paisagem supera 20%). Como consequência, as espécies que ocorrem nas RLs e não ocorrem nas APPs são levadas à extinção localmente, perdendo-se as funções que essas espécies podem exercer na paisagem, e reduzindo consideravelmente a diversidade biológica local. Os autores concluem que as APPs não substituem as RLs, nem estrutural nem funcionalmente, muito pelo contrário, a inclusão da APP no cômputo da RL pode levar à perda completa das espécies que só ocorrem nas áreas de RLs, assim como de suas funções ecossistêmicas.

Outro aspecto positivo das configurações espaciais dos cenários C6 e C8 é que os altos valores de IP500 indicam o favorecimento de espécies com alta capacidade de deslocamento por existirem vários fragmentos que podem atuar como abrigos e fonte de alimentos durante o deslocamento. As espécies com capacidade intermediária a baixa de deslocamento também são favorecidas nesses cenários (C6 e C8), pois os altos valores de IP100 indicam que existem fragmentos que mesmo estas espécies conseguiriam passar de um fragmento a outro na paisagem. A presença destes elementos dispersos na paisagem é de suma importância pois facilita o fluxo de organismos, promovendo mais eventos de recolonização para evitar extinções locais, aumentando a possibilidade de encontrarem abrigo e alimento pela matriz e reduzindo as possibilidades de endogamia em populações animais e vegetais que encontram-se isoladas nos fragmentos.

A análise desses resultados vai de acordo com a análise de Ribeiro *et al.* (2009), que diz que a conservação dos fragmentos menores (< 50 ha) não deve ser negligenciada, especialmente pelo fato de esses constituírem 83,4% dos remanescentes de Mata Atlântica e serem essenciais no aumento da conectividade entre os maiores.

Complementando as constatações do item 5.1, os resultados da análise dos oito cenários confirmam também a importância da existência de APPs (com a metragem mínima de 50 metros), especialmente para o caso das espécies que utilizam apenas áreas marginais à rede hidrográfica para seu deslocamento, porém, os presentes resultados confirmam também, que além das APPs, as

paisagens devam dispor também das RLs distribuídas na paisagem, de forma a minimizar os impactos causados pelo isolamento, especialmente para as espécies que utilizam a matriz para seu deslocamento entre fragmentos e não as áreas ribeirinhas.

Para Silva *et al.* (2011), ao incorporar as APPs nas RLs serão consolidadas paisagens com no máximo 20% de cobertura florestal (onde houver pequenos proprietários, esse percentual será ainda mais reduzido), não sendo assim mais possível garantir a sobrevivência de muitas espécies. Desta forma, a função tanto das APPs quanto das RLs de contribuir para a conservação da biodiversidade será fortemente prejudicada. Os autores dão ênfase às possibilidades de perda de diversos serviços ambientais e a prejuízos econômicos propiciados pela cobertura nativa nas formas de APPs e RLs.

Metzger (2010), em revisão realizada sobre as bases científicas do Código Florestal, concluiu que limites mínimos de 20% para as RLs (sem computar as APPs) devem ser mantidos em regiões mais ocupadas pelo homem. No presente estudo, essa porcentagem gera um valor aproximado de 30% da paisagem coberta com mata nativa, sendo que nessas situações foram obtidos os melhores resultados analisados, especialmente quando a RL foi somada à APP50.

Sobre o limiar de um mínimo de 30% de cobertura nativa na paisagem, dados de 10 anos de pesquisa na Mata Atlântica confirmam que abaixo desse limiar a grande maioria das espécies mais sensíveis de aves e pequenos mamíferos basicamente desaparece, mantendo-se na paisagem apenas aquelas espécies capazes de conviver com o homem (MARTENSEN *et al.*, 2008; METZGER *et al.*, 2009; PARDINI, *et al.*, 2010). O presente estudo converge com essa afirmação, bem como a de Metzger (2010), de que 30% de cobertura nativa na paisagem é o limite mínimo a ser mantido para conciliar o aproveitamento econômico com a conservação biológica, sendo que os resultados aqui apresentados apontaram que os C6 e C8, ambos com 30% de cobertura nativa, se destacaram de forma evidente nas análises do potencial para conservação da biodiversidade.

Comentando sobre a possibilidade de inclusão da APP no cômputo da RL em biomas fora da Amazônia legal, Silva *et al.* (2011) entendem que outras regras devam ser associadas ao mecanismo, como a garantia que todas as APPs estejam de fato conservadas, e que a soma de APP e RL seja de pelo menos 30% da área sob consideração.

Quanto à importância da priorização de fragmentos menores na paisagem, para Ribeiro *et al.* (2009) esses são de fundamental importância para diminuir o isolamento entre fragmentos, pois no levantamento realizado pelo autor, a média da distância entre fragmentos é de 1.441 metros, porém, se retirados os fragmentos menores de 50 ha, a média de isolamento aumenta para 3.532 metros. Para o autor essa regra vale para todo o domínio da Mata Atlântica.

Nesse contexto, as RLs podem cumprir um papel único e fundamental na diminuição do isolamento, tanto mantendo os fragmentos menores que já existem na paisagem, como planejando sua distribuição (no caso de compensação entre propriedades) de forma a reduzir a distância entre os remanescentes.

Metzger (2010), considera que aspectos positivos são obtidos pela agregação das RLs em condomínios (manutenção ou criação de grandes fragmentos), porém, ressalta que devam existir limitações de forma a não gerar disparidades em termos de cobertura vegetal nativa entre regiões e sugere que as limitações podem ser estabelecidas pelo limites de bacias hidrográficas intermediárias, da ordem de 10 a 50 mil ha. Essa afirmação é confirmada no presente estudo devido aos baixos potenciais de conservação da biodiversidade apresentados nos C1 e C2, nos quais apenas as margens de cursos d'água e declividades acima de 100% dispuseram de cobertura nativa, ficando outras áreas da paisagem (não ribeirinhas) desprovidas de vegetação nativa.

Um aspecto fundamental que merece destaque nessa discussão é a importância das espécies animais e o papel fundamental que estas realizam nos processos de polinização e dispersão de sementes. Essas interações ecológicas que são fundamentais para a realização de fluxo gênico em

espécies vegetais e cruciais para evitar a ocorrência de endogamia e declínio reprodutivo e extinções futuras de espécies vegetais, o que comprometeria as relações ecológicas responsáveis pela manutenção da biodiversidade ao longo do tempo, uma vez que os animais dependem das espécies vegetais para alimentação, seja direta ou indiretamente na cadeia alimentar.

Em termos funcionais, para Silva *et al.* (2011), os serviços ecossistêmicos prestados pela vegetação natural são muitas vezes restritos ao seu entorno imediato. Ou autores citam como exemplo o estudo de Ricketts *et al.* (2004) que demonstra que florestas nativas permitiam o aumento da qualidade e da produção (em 20%) do café no Equador, porém esses benefícios eram limitados a um raio de 1 km das bordas florestais. Outros serviços dessas florestas, como a regulação dos fluxos hídricos, o controle de erosão, a regulação climática, o controle de pragas estão também limitados a uma área geográfica restrita. Em outras palavras, não há equivalência funcional ao se substituir uma floresta de um local por outra localizada muito distante.

A Mata Atlântica, segundo levantamento realizado por Ribeiro (2009), está distribuída em 245.173 fragmentos de floresta, sendo que 83,4% desses fragmentos (204.469) são menores do que 50 ha e juntos somam 20,2% do total dos remanescentes. Fragmentos menores do que 250 ha representam mais de 97% do número total e somam mais de 42% do total de área florestal. Em contraste, somente 0,03% (77 fragmentos) são maiores que 10.000 ha, e juntos somam aproximadamente 4 milhões de ha. A redução da proteção desses fragmentos na forma de RLs e APPs, acarretaria, inevitavelmente em desmatamentos e resultaria no agravamento dessa situação.

Nesse contexto de extrema fragmentação, os resultados do presente estudo, que identificou que APPs e RLs apresentam funções distintas para a conservação da biodiversidade, apontam para a necessidade da manutenção das APPs e RLs em separado e nunca em porcentagem inferior a 30% na paisagem. Esses resultados são reforçados e complementados por Silva *et al.* (2011), que esclarecem que as APPs são basicamente áreas mais sensíveis que desempenham importantes papéis na contenção de erosão, na proteção de cursos d'água e mananciais, e na estabilização de restingas. Por outro lado,

as RLs se situam em áreas com maior potencial de produção, onde os solos são mais propícios para a agricultura, e desempenham um papel importante na manutenção das espécies desses ambientes (que são distintos das APP) e no estímulo à exploração sustentável de uma das principais riquezas do país, que são as espécies nativas.

5.2.5 – Comparação entre APPs de corpos d’água com diferentes metragens (30 e 50 metros) utilizando métricas de paisagem

Dada a grande importância das APPs para a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, bem como a atual e polêmica discussão sobre a metragem a ser estabelecidas na legislação para que cumpram as funções à ela designada, são analisados a seguir os resultados das métricas de paisagem para as faixas de cobertura nativa ao longo da rede hidrográfica com as duas metragens de largura em cada margem: 30 e 50 metros. É importante ressaltar que para o cálculo das métricas foram consideradas as duas margens e o curso d’água que as separa como um só fragmento, sendo que os resultados analisados são, portanto, para 70 metros de largura no caso das APP de 30 metros (APP30) e de 110 metros de largura no caso das APPs de 50 metros (APP50).

Tabela 13: Influência do efeito de borda sobre os fragmentos na distribuição espacial obtida nos cenários C1 e C2, com profundidade de borda definida em 50m do limite do perímetro dos fragmentos. Os cálculos de porcentagem de Área Central foram feitos tomando como base a Área Total de Floresta para cada cenário. NS: não significativo.

Cenários	Descrição	Área Total de Floresta (ha)	Área Central de Floresta (ha)	Porcentagem de Área Central (%)
1	APP30	6.714	5	NS
2	APP50	11.038	1.175	11

Na configuração espacial da APP30 praticamente toda a área dos fragmentos fica exposta a efeitos de borda. A APP50, apesar de melhor que a APP30, também sofre muito com a exposição das margens, ficando com 89% de sua área sob efeito de borda.

As porcentagens obtidas para as diferentes metragens de APP (30 e 50 metros ao longo dos corpos d'água) demonstram que com o aumento de apenas 1,6 vezes a Área Total de floresta da APP30 para a APP50, as APP50 obtêm um acréscimo de 11 vezes em Área Central em relação à APP30.

Tabela 14: Métricas de Paisagem calculadas para os cenários APP30 (C1) e APP50 (C2).

NS: não significante

Métrica	APP 30m	APP 50m
Área do Conjunto de Fragmentos (ha)	6.714	11.038
Número de Fragmentos	243	124
Índice Maior Fragmento	1	5
Área Média dos Fragmentos (ha)	28	89
Índice de Proximidade (100m)	680	4.213
Índice de Proximidade (500m)	713	4.413
Índice Área Central	NS	2

Os cenários 1 e 2 correspondem à APPs de diferentes metragens (30 e 50 metros), ambas sem RLs.

No C2 ocorrem alguns fragmentos de maior tamanho que os ocorrentes no C1 e conseqüentemente o seu Índice de Maior Fragmento (IMF) é três vezes maior que o do C1.

Aumentando-se 1,6 vezes o tamanho da cobertura nativa (em área) do C1 para o C2 (a APP50 é 1,6 vezes maior que a APP30), alguns benefícios aumentam

mais que essa proporção, sendo que triplicam-se a AMF, o IMF, o InAC aumenta de 0,01 para 2,28 e os Índices de Proximidade (IP) em raio de 100 e 500 metros (IP100 e IP500) aumentam sete vezes.

Analisando limites mínimos para corredores ripários, Metzger (2010), aponta que o conhecimento científico permite definir limites mínimos de 50 metros por margens (100 metros de corredores) a serem mantidos, independente do bioma, grupo taxonômico, solo ou topografia.

Dois outros aspectos tem implicações biológicas e ecológicas em função do aumento de 30 para 50 metros: muito mais área central fica disponibilizada com a APP50 (e dessa forma espécies exclusivas de interior de mata podem existir praticamente apenas no C2), e o considerável acréscimo de valores dos Índices de Proximidade mostram o aumento representativo do fluxo de organismos entre fragmentos.

Em relação à quantidade mínima de cobertura nativa na paisagem, Metzger (2010) afirma que 30% é o limite mínimo a ser mantido. O presente estudo complementa essa afirmação, pois mesmo em ambientes com fragmentos contínuos e grandes (APP30 e APP50), quando compostos por porcentagens inferiores a 30% do total da paisagem analisada apresentaram indicadores muito inferiores.

A composição de espécies da fauna e flora varia enormemente quando comparadas áreas situadas dentro e fora de APPs (METZGER, 2010). O autor comenta ainda que quando instrumentos legais contemplam a proteção de mais de uma função (solos, água e biodiversidade), os limites a serem estabelecidos (por exemplo, as larguras das faixas de vegetação, no caso das APPs em áreas ripárias) devem ser delimitados pela função mais exigente.

6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1 – Análise dos três métodos testados para a localização de Reservas Legais

Buscou-se, com desta investigação, identificar qual método mais favorece a localização de RLs, de forma que sejam cumpridas as funções designadas a esse instrumento legal (conservação da biodiversidade e utilização racional dos recursos naturais).

Os três cenários resultantes da aplicação dos métodos 1, 2 e 3 foram gerados em ambiente SIG aplicando-se o Código Florestal vigente ao recorte de estudo delimitado. Após a obtenção desses mapas foram calculadas e analisadas métricas de paisagem (com o auxílio do software FRAGSTATS) para explicar as implicações para a biodiversidade das diferentes configurações espaciais obtidas por cada método.

Ao final desse estudo, constatou-se que o Método 3 (classes de susceptibilidades à erosão), apesar de ser composto pela combinação de duas variáveis (tipo de solo e declividade) e por essa razão ter maior potencial para conservação do solo que o Método 2 (classes de declividade), apresentou-se menos viável do ponto de vista de aplicação nas escalas de tomada de decisão pelas Secretarias de Estado de Meio Ambiente, tanto pela relativa maior dificuldade para a obtenção de dados, como pela maior complexidade para a geração dos mapas finais se comparado com os métodos 1 e 2 (Método 3 necessita de mapa de solos enquanto o 1 e 2 não, e, por esse método é necessário um maior número de operações em ambiente SIG).

Comparando-se os métodos 1 e 2, o Método 1 tem maior potencial de associar a proteção da biodiversidade com a proteção dos recursos hídricos e algumas métricas de paisagem apresentaram resultados melhores na distribuição da cobertura nativa obtida pela aplicação desse método, como por exemplo maiores Área Média, Índice de Maior Fragmento Índice de Área Central. Por outro lado, devido ao fato do Método 2 resultar em uma distribuição da cobertura nativa não apenas restrita às margens da rede hidrográfica, esse método apresentou os melhores Índices de Proximidade de 100m e 500m de raio que os métodos 1 e 3, o que significa maior possibilidade de locomoção de

organismos com baixa e alta capacidade de locomoção entre fragmentos, especialmente para aqueles que não restringem seus hábitos às matas associadas aos cursos d'água.

Sugere-se, portanto, que os aspectos favoráveis e desfavoráveis de cada um dos métodos sejam pesados em cada situação e que esses resultados sejam analisados em conjunto com as características e prioridades locais, sejam essas de caráter sócio-cultural, econômicos ou ambientais, de forma a tentar conciliar as vocações produtivas locais com a redução dos impactos negativos à conservação dos fragmentos (efeitos de borda e do isolamento entre fragmentos).

6.2 – Análise de distintas propostas de alteração do Código Florestal

Dada a grande importância das APPs para a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, bem como a atual e polêmica discussão sobre a metragem a ser estabelecidas na legislação para que cumpram as funções à elas designadas (hidrológica e ecológica), foram analisadas nesse estudo as duas diferentes metragens de APP ao longo dos corpos d'água, 30 e 50 metros (APP30 e APP50). Os resultados demonstraram que, além do maior potencial para cumprir sua função hidrológica, a APP50 apresentou maior potencial para conservação da biodiversidade, sendo que na configuração espacial da APP30 praticamente a totalidade da área dos fragmentos ficou exposta a efeitos de borda com profundidade de 50 metros. Os resultados demonstraram ainda que com o aumento de apenas 1,6 vezes a Área Total de cobertura nativa (aumento constatado quando do aumento da APP30 para a APP50), alguns benefícios aumentaram muito mais do que essa proporção, sendo que a APP50 obteve um acréscimo de 11 vezes em Área Central em relação à APP30, triplicaram-se a Área Média dos Fragmentos e o Índice de Maior Fragmento, o Índice de Área Central aumentou de 0,01 para 2,28 e os Índices de Proximidade (100m e 500m) aumentaram cerca de sete vezes. Do ponto de vista das implicações biológicas e ecológicas desses aumentos, pode-se constatar que muito mais áreas centrais ficam disponibilizadas com a APP50 e dessa forma espécies exclusivas de interior de mata podem existir praticamente apenas nessa situação e não na APP30. O considerável acréscimo nos valores dos Índices de Proximidade mostram também um aumento representativo do fluxo de

organismos entre fragmentos com 50 metros de APP ao longo dos cursos d'água, o que evidencia que a existência de APPs de apenas 15 metros ou mesmo sua inexistência no caso de áreas de uso consolidado (ambas situações contempladas pelo PL 1.876-C de 1999, convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011) seriam ineficientes do ponto de vista de potencial para conservação da biodiversidade.

Assim, de acordo com os resultados obtidos no presente trabalho, mesmo os 30 metros mínimos da legislação vigente deveriam ser redefinidos para 50 metros mínimos em cada margem em todas as situações onde a Lei prevê 30 metros, mantendo-se os aumentos da largura das margens em função da largura dos rios previstos na legislação vigente. A proposta do PL de redução de 30 metros para 15 metros em áreas consolidadas pode ser considerada, portanto, como uma medida que leva em consideração apenas aspectos econômicos imediatistas, desconsiderando por completo aspectos ligados à conservação da biodiversidade e da sustentabilidade da produção agrícola ao longo do tempo.

Os resultados do presente trabalho (tanto no item 5.1 como no item 5.2) ressaltam a importância da existência de APPs em larguras mínimas suficientes para reduzir efeitos de borda (recomendado na literatura e comprovado nesse estudo como 50 metros mínimos por margem nos domínios da Mata Atlântica), porém, que as paisagens devam também conter as RLS distribuídas na paisagem, de forma a minimizar os impactos causados pelo isolamento, especialmente no caso das espécies que não utilizam apenas áreas marginais à rede hidrográfica para seu deslocamento e necessitam de fragmentos distribuídos na paisagem para facilitar sua locomoção, servir de abrigo, fonte de alimentos e para que ocorra fluxo gênico por cruzamento entre populações de espécies pertencentes à fauna e à flora.

As configurações espaciais compostas por APP50 e RLS que somaram 30% de cobertura nativa na paisagem de estudo (Cenário 6 com APP50 e RL de 20% e o Cenário 8 com APP50 e RL variável para inteirar 30%) apresentaram maiores valores para os Índices de Maior Fragmento, Área Média dos Fragmentos, Índices de Proximidade (100m e 500m) e obtiveram um dos maiores Índices de

Área Central.

Constatou-se, portanto, que tanto na comparação entre os três métodos (primeiro objetivo) como os resultados da análise dos oito cenários (segundo objetivo) foram confirmadas a importância da existência de APPs (com a metragem mínima de 50 metros nos cursos d'água de até 10 metros), e que as paisagens devam dispor também das RLs distribuídas na paisagem, de forma a minimizar os impactos causados pelo isolamento, especialmente para as espécies que utilizam a matriz para seu deslocamento entre fragmentos e não as áreas ribeirinhas, de forma que as APPs e as RLs, quando somadas, nunca totalizem menos de 30% da paisagem e que os critérios de compensação sejam estipulados de forma a não deixar as paisagens locais desprovidas de RLs.

O que se conclui ao final desta investigação é que, como no caso das APPs, as alterações contempladas pelo PL 1.876-C de 1999 (convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º. 30/2011, encaminhado ao Senado) em relação às RLs seriam extremamente prejudiciais do ponto de vista de potencial para conservação da biodiversidade, sendo que, de acordo com os resultados obtidos no presente trabalho, a porcentagem mínima de 30% da paisagem com cobertura nativa deveria ser contemplada quando da revisão da legislação para os biomas fora da Amazônia. Caso contrário, além dos prejuízos biológicos e ecológicos ocasionados pela redução da cobertura vegetal nativa, impactos negativos aos solos e aos recursos hídricos serão ocasionados, bem como as consequências à agricultura, à indústria e à sociedade como um todo, conforme constatado na revisão bibliográfica realizada.

A comunidade científica, representada pela SBPC e pela ABC, vem se manifestando de diversas formas, desde o envio de cartas abertas e de comunicados até a recente publicação de um livro onde posiciona-se perante as propostas de alteração da Lei 4.771 de 1965. Aspectos científicos a favor do PL não foram citados devido à sua ausência, sendo que pelo constatado nesse estudo, apenas aspectos econômicos imediatistas, sem fundamentação técnica/científica, foram levados em consideração na elaboração do texto.

Dessa forma, em relação às propostas de alteração do Código Florestal pelo

PL 1.876-C de 1999 (convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º 30/2011), após as constatações obtidas com os resultados do presente trabalho, entende-se que a melhor alternativa é a proposta apresentada pela SBPC e ABC, que sugerem que a revisão da Lei seja feita com o devido aporte de conhecimentos científicos, o que demanda que sejam dados mais dois anos para que a mesma seja revisada de forma a contemplar todos os interesses da sociedade e não apenas de uma parte do setor ligado à produção agrícola no país.

7 – RECOMENDAÇÕES

Após a realização do presente trabalho constatou-se que algumas complementações podem ser realizadas no intuito de aprofundar o entendimento sobre as implicações biológicas e ecológicas de diferentes distribuições espaciais da cobertura nativa na paisagem estudada.

Conforme a discussão realizada nos itens 5.1 e 5.2, os resultados apontaram para a necessidade da existência das APPs (com 50 metros de largura por margem em cursos d'água de até 10 metros de largura) e também da existência de RLs distribuídas em porções da paisagem além das margens da rede hidrográfica (de forma que esses dois instrumentos legais nunca somem menos que 30% da paisagem fora do bioma amazônico), para, dessa forma contemplar a conservação de biotas complementares, ou seja, tanto as ribeirinhas como aquelas que utilizam fragmentos não associados à rede hidrográfica para sua locomoção, abrigo, alimentação e reprodução.

Dessa forma, outras investigações poderiam complementar esse trabalho no sentido de avaliar quais fitofisionomias foram abrangidas pelas APPs e pelas RLs. Sugere-se, portanto, a realização dos seguintes trabalhos:

- a) Análise dos tipos de fitofisionomia abrangidos pelas APPs e RLs nos resultados da aplicação dos métodos 1, 2 e 3 do primeiro objetivo do trabalho;
- b) Análise dos tipos de fitofisionomia abrangidos pelas APPs e RLs nos cenários de 1 a 8 do segundo objetivo do trabalho.

Do ponto de vista das possibilidades de alteração do Código Florestal (Lei 4.771 de 1965) pelo PL 1.876-C/99 (convertido no Projeto de Lei da Câmara n.º 30/2011), constatou-se, tanto pelos resultados obtidos como pela revisão bibliográfica realizada: 1) a importância da existência de APPs e RLs, sendo as APPs em metragens nunca inferiores a 50 metros ao longo dos corpos d'água, e que, quando somadas às RLs esses instrumentos legais nunca totalizem uma porcentagem da paisagem inferior a 30% em biomas fora da Amazônia; 2) o PL acarretará em reduções drásticas nas coberturas nativas em território nacional 3) o PL foi elaborado sem a representação da comunidade científica e, ainda,

sem bases científicas; 4) a aprovação do PL incorre em alto risco de crises econômicas e ambientais vinculadas à redução da cobertura nativa, bem como perdas irreversíveis da biodiversidade e seu potencial de utilização econômico direto e indireto; 5) a aprovação do PL incorre em risco do comprometimento do abastecimento de água, do aumento da perda de solos, do aumento das enchentes e secas, do aumento da utilização de produtos químicos na agricultura; 6) o PL leva em consideração apenas aspectos econômicos, desconsiderando por completo aspectos ligados à conservação da biodiversidade, do solo e dos recursos hídricos; 7) a aprovação do PL fere frontalmente os compromissos assumidos internacionalmente pelo Brasil na Convenção da Diversidade Biológica, na Convenção de Áreas Úmidas e na Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas.

Recomenda-se, portanto, que a sugestão da SBPC e da ABC seja acatada, de forma que a revisão do Código Florestal ocorra com o devido aporte científico e tecnológico, com a participação efetiva da SPBC, da ABC e da sociedade num prazo de dois anos, para que dessa forma a legislação florestal atual seja revisada contemplando todos os interesses da sociedade e não apenas de uma parte do setor ligado à produção agrícola no país.

REFERÊNCIAS

AGNEW, L. J.; LYON, S.; GERÁRD-MARCHANT, P.; COLLINS, V. B.; LEMBO, A. J.; STEENHUIS, T. S.; WALTER, M. T. Identifying hydrologically sensitive áreas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, n. 78, p. 63-76, 2006.

ATTANASIO, C. M. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola**: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade. 193 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2004.

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**, 33: 863-871, 2008.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; KAPOV, V.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, p. 1-7, doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.01966.x, 2011.

BATISTELLA, M. **Geotecnologias em planejamento e análise de paisagens**. São Paulo: Fator Gis / Guazzelli Messe Frankfurt. 30 p. 2003.

BERNARDO, K. T. **Análise do êxito dos sistemas estaduais de gestão de reservas legais com foco no mecanismo de compensação**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2010

BOSCOLO, D., *et al.*. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, 40 (3): 273-276, 2008.

BOSCOLO, D; METZGER, J.P Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, 34, 1-12, 2011.

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

FERNANDEZ, F. Aprendendo a lição de Chaco Canyon: Do "desenvolvimento sustentável" a uma vida sustentável. **Instituto Ethos Reflexão**. Ano 6, n.15, 19p. 2005.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore** v. 27, n.4. p. 1-8, 2003.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest**: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press. 1984.

LEWINSOHN, T. M. A ABECO e o Código Florestal Brasileiro. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 100-101, 2010.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, v. 85, n. 7, pp. 1840–1845, 2004.

LOWRANCE, R. *et al.*, Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds. **Environment Management** 21 (5):687-712, 1997.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 6 ed. São Paulo: Malheiros Editores. 782 p. 1996.

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**, 141: 2184-2192, 2008.

MARTINELLI, L.A. *et al.*, A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. **Biota Neotropica**, [online], 10: 323-330, 2010.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. [Computer software program produced by the authors] (2002). Amherst: University of Massachusetts. Disponível em: Acesso em set 2009.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351**. Portland, OR: US Department of Agricultural, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 p., 1995.

MERCADANTE, M. (2001). **As novas regras do Código Florestal**: repercussão sobre a gestão dos recursos naturais na propriedade rural. Apresentado ao Seminário Interno sobre "Dilemas y Perspectivas para el Desarrollo Regional en Brasil, con Énfasis en El Agrícola y lo Rural en Brasil en la Primera Década del Siglo XXI". [S.l.]: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Disponível em: www.rlc.fao.org/prior/desrural/brasil/mercad. Acessado em julho de 2011.

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

METZGER, J. P. Bases biológicas para a "reserva legal". **Ciência Hoje**, v. 31, n. 183, p.48-49, 2002.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Laury Cullen Júnior; Rudran, R.; Claudio Valladares-Padua. (Org.). **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. 1 ed. Curitiba: Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003, v. 1, p. 423-453.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

METZGER, J.P. *et al.*, Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, 142: 1166-1177, 2009.

METZGER, J.P.; BERNACCI, LC.; GOLDENBERG, R., Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, 133: 135-152, 1997.

MEYER, J. L. *et al.*, **Where Rivers Born: The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands**. Sierra Club Foundation, The Turner Foundation, American Rivers, USA, 2003, 23p.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented Forest: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution (TREE)**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

OLIVEIRA, S. J. M.; BACHA, C. J. C. Avaliação do cumprimento da reserva legal no Brasil. **Revista de Economia e Agronegócio**, v.1 n.2, p. 177-203, 2003.

OLIVEIRA-FILHO A.T. *et al.*, Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, 189: 287-30, 1994 a.

OLIVEIRA-FILHO A.T. *et al.*, Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 10: 483-508. 1994 b.

PARDINI R, BUENO; A. A.; GARDNER T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE** v.5, n.10, p; 1-9, 2010.

RANIERI, V. E. L. **Reservas Legais**: critérios para localização e aspectos de gestão. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

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**. n. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICKETTS, T.H., *et al.*, Economic value of tropical forest to coffee production. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 101, 12579-12582, 2004.

RODRIGUES, RR.; LEITÃO FILHO, H.F., **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 3. ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 322 p, 2010.

ROSSENER, R. R. S.; RANIERI, V. E. L. Influência da ampliação das faixas de preservação permanente sobre a estrutura da paisagem: estudo exploratório na região de Ribeirão Preto utilizando ferramentas de geoprocessamento **Revista Minerva de Pesquisa & Tecnologia**. v. 4, n. 1 , jan/jun 2007.

SEOANE, C.E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBEN, A.M. Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã). **Scientia Forestalis**, v.57, p.123-139, 2000.

SILVA, J. A. A.; NOBRE, A.D.; MANZATTO, C.V.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R. R.; SKORUPA, L. A.; NOBRE, C. A.; AHRENS, S.; MAY, P. H.; SÁ, T. D. A.; CUNHA, M. C.; RECH FILHO, E.L. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo**. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC. 2011.124p. Disponível em <http://www.sbpcnet.org.br>. Acessado em julho de 2011.

SILVA, W.G.S. *et al.*, Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 22 (2): 589-598, 2008.

SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA. SBPC. Ciência de apenas um estudo baseou alterações no Código Florestal. <http://www.sbpcnet.org.br/site/home> Acessado em julho de 2011.

SWEENEY, B.W. *et al.*, Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 101(39):14132–14137, 2004.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, pp. 571-573, 1993.

TUNDISI J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica** 10 (4): 67-78, 2010.

TURNER, I. M.. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. **Journal Of Applied Ecology**. n. 33, p. 200-209, 1996.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**. n. 3, p. 277-284, 2000.

ZAIMES, G.N.; SCHULTZ, R.C.; ISENHART, T.M. Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation** 59 (1):19-27, 2004.

ZAKIA, M. J. B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas**. 98 p. (+ anexos). Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1998.