Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço... 24/05/04
Ass.:... *Leandro Conioli*

José Marcelo Domingues Torezan

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E PRIORIDADES PARA A
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção do
título de Doutor em Ciências da
Engenharia Ambiental

DEDALUS - Acervo - EESC

31100047324

Orientador: Prof. Dr. Virgílio M. Viana

São Carlos, 2003

Class.	TESE EESC
Curr.	6255'
Tombo	T220/04
Syno	1395357

T681f

Torezan, José Marcelo Domingues
Fragmentação florestal e prioridades para a
conservação da biodiversidade / José Marcelo Domingues
Torezan. -- São Carlos, 2003.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São
Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.
Área: Ciências da Engenharia Amb:
Orientador: Prof. Dr. Virgílio M. Viana.

1. Fragmentação florestal. 2. Biodiversidade.
3. Conservação. 4. Sistemas de informação geográfica.
- I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN**

Tese defendida e julgada em 05-03-2004 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **VIRGILIO MAURICIO VIANA (Orientador)**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **JEAN PAUL WALTER METZGER**
(Instituto de Biociências/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovado

Prof. Tit. **MARCELO PEREIRA DE SOUZA**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **LUIZ DOS ANJOS**
(Universidade Estadual de Londrina/UEL)

Aprovado

Prof. Associado **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Prof. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Dedicatória

Ao *Zé Gomes* (José Pedro de Oliveira), que foi para as bandas do Mar de Pó, mas deixou muita coisa com a gente.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com apoio financeiro da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior – CAPES, da Universidade Estadual de Londrina – UEL, e do Instituto de Tecnologia e Desenvolvimento Econômico e Social - ITEDES. O Prof. Dr. Virgílio M. Viana orientou pacientemente o autor de 1999 a 2003. Cleber Salimon e Elektra Rocha providenciaram muito mais que abrigo. Isandra, secretária do Prof. Virgílio, representou com doçura o batalhão de pessoas que fizeram minha vida mais fácil, ou pelo menos possível. Estudantes e funcionários do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da UEL, em especial André Lima e Alba Lucia Cavalheiro, ajudaram direta e indiretamente. Os colegas do Departamento de Biologia Animal e Vegetal, que assumiram minhas funções durante minha licença, investiram recursos confiando no meu trabalho. A todos meus sinceros agradecimentos.

IL POVERELLO

Desgrenhado e meigo, andava na floresta.
Os pássaros dormiam em seus cabelos.
As feras o seguiam mansamente.
Os peixes bebiam-lhes as palavras.

Dentro dele todo o caos se resolvera
Numa ingênua certeza: - "Preguei a paz,
Mostrei o erro, domei a força, curei o mal.
Antes de mim, o crime. Depois de mim, o amor."

Mas a floresta esqueceu, no outro dia,
O bíblico sermão e, novamente,
O lobo comeu a ovelha, a águia comeu a pomba,
Como se nunca houvera santos nem sermões.

José Paulo Pacs, Epigramas (1958)

RESUMO

TOREZAN, J. M. D. (2003). Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade. Tese (doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

Um modelo dedicado ao planejamento da conservação, e restauração de habitats deve incluir informações estratégicas para assegurar a eficácia e de fácil obtenção, para assegurar a agilidade necessária. Planos e estratégias para conservação usualmente são complexos e demandam informações detalhadas, difíceis de se obter, como inventários biológicos e certos tipos de mapeamento, o que traz limitações em termos de disponibilidade, qualidade e custo das informações. Assim, procurou-se testar a eficiência de métodos simples para a seleção, em escala local, de áreas prioritárias para conservação de habitats fortemente fragmentados e reduzidos, uma situação comum no sul do Brasil, usando dados de imagens LANDSAT e planos de informação disponíveis em mapeamentos comuns, e trabalho de campo. Inicialmente analisou-se a estrutura da paisagem e o padrão de fragmentação em parte da região norte do estado do Paraná, e testar se tamanho e forma são adequados para selecionar os fragmentos florestais mais importantes para a conservação, ou seja, as que contribuem para manter maior quantidade e melhor qualidade de habitats, bem como tenham maior impacto (positivo) na conectividade e em outras variáveis da paisagem. Os resultados mostram que a floresta madura cobre cerca de 3% da paisagem, e a cobertura florestal total atinge perto de 8%, consistindo principalmente de pequenos fragmentos (82% tem entre 1 e 10ha). Fragmentos grandes (>100ha) são apenas 1,4% dos remanescentes, mas somam 34% da área de floresta. Apesar de estarem sujeitos a efeitos de borda em toda ou quase toda a sua área, fragmentos pequenos mostraram ter um papel importante na conectividade da paisagem. Numa área maior, foi feita uma pré-seleção de áreas com potencial para estabelecimento de redes de conservação. A pré-seleção procurou responder às seguintes perguntas: 1-Quais são os sítios com maior potencial para a conservação da biodiversidade? 2-Quais são os sítios sob maior risco para objetivos de conservação? e 3-Quais sítios têm melhores oportunidades para o estabelecimento de zonas de conservação de uso múltiplo? Foi identificado um conjunto de 11 fragmentos pertencendo a 5 sub-regiões, sofrendo variados graus de pressão antrópica. Adicionalmente, usando medidas simples de estrutura da paisagem, relacionadas com tamanho, forma e conectividade dos fragmentos, procurou-se identificar tipos estruturais de fragmentos, como uma forma alternativa para auxiliar o estabelecimento de prioridades para conservação a partir do seu papel, efetivo ou potencial, na paisagem. Foram identificados 5 tipos de fragmentos, pequenos (ilhotas isoladas, trampolins), médios (núcleos auxiliares e corredores) e grandes (núcleos principais), que podem ser usados para subsidiar estratégias de conservação. Utilizando informações sobre a estrutura da paisagem, hidrografia e legislação ambiental, propõe-se aqui uma estratégia de conservação para o complexo das bacias dos rios Apertados-Três Bocas (CATB), ordenando atividades de restauração e conservação de fragmentos florestais, criação e expansão de unidades de conservação, além da proposição de formas de uso do solo compatíveis com o entorno de unidades de conservação.

Palavras-chave: Fragmentação florestal; Biodiversidade; Conservação; Sistemas de informação geográfica.

ABSTRACT

TOREZAN, J. M. D. (2003). Forest fragmentation and biodiversity conservation priorities. PhD Thesis - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

Models dedicated to habitat conservation, management and restoration planning must include information both strategic, to ensure effectiveness, and of easy collection, to ensure agility. Plans and strategies for conservation usually are complex and demand detailed data, such as biological inventories and fine scale mapping, which limits work due to information availability, quality and cost. Hence, as a first approach, we tested the efficacy of a simple methods for selection, in local scale, of conservation sites in strongly fragmented landscapes, a common situation in southern Brazil, using LANDSAT data, common mapping data layers, and fieldwork. First, we analyzed landscape structure and fragmentation patterns in the northern portion of Paraná state, looking for the suitability of using size and shape of forest fragments for selection of most important sites for conservation, *i.e.* fragments that contribute to encompass large and of best quality forest areas, as well have higher positive impact on connectivity and overall landscape structure. Results show that mature forest cover near 3% of landscape area, with total forest cover reaching near 8%, mostly small fragments (82% between 1 and 10ha). Large fragments (>100ha) are only 1,4% of fragment number, but encompass 34% of forest area. In spite of suffering of edge effects in almost or all their area, small fragments showed an important role in landscape connectivity. In a larger area we did a pre-selection of suitable areas for establishing conservation networks. Such pre-selection were intended to answer the following questions: 1-What sites have higher biodiversity conservation potential? 2-What sites have higher threats to conservation goals? and 3-What sites have better opportunity to establish multiple-use conservation zones? A set of 11 fragments over 500ha were selected, being part of 5 conservation sites, of varying degree of development pressure. Using simple landscape structure measures, such as size, shape and connectivity, we tried to identify structural types of habitat fragments, as an alternative way of fragment prioritizing. We identified 5 fragment types, small (stepping-stones and small isolated islands), mid-sized (auxiliary nuclei and corridors) and large (main nuclei), that can be used for landscape conservation strategies. Finally, using information about landscape structure, hidrography, human impacts and environmental legislation, we proposed a integrated conservation strategy for the Apertados-Três Bocas river basin complex (CATB), near Londrina city, encompassing ordination of restoration activities, establishment of new conservation units and expansion of existing ones, as well as proposing land uses compatible with conservation goals.

Keywords: Forest fragmentation; Biodiversity; Conservation; Geographical Information Systems.

Lista de tabelas

Tabela 1: Medidas utilizadas para o estudo de uma paisagem composta de fragmentos de floresta e matriz antrópica.	14
Tabela 2: Alcance dos efeitos de borda em ecossistemas florestais.	15
Tabela 3: Matriz de confusão da classificação não supervisionada da imagem LNADSAT 5TM. MA-matriz agrícola, CD-corpos d'água, FP-formações pioneiras, FSI-floresta secundária inicial, FMA/FA-floresta madura aberta/floresta secundária, FMD-floresta madura densa, Pm-pontos de verificação mapeados para a classe, Pa-pontos de verificação confirmados em campo para a classe.	17
Tabela 4: Cobertura, em ha e porcentagens por classe de uso do solo na Figura 3.....	18
Tabela 5: Número de fragmentos florestais e área por classes de tamanho, incluindo indistintamente floresta madura densa, floresta madura aberta, floresta secundária e floresta secundária inicial.	19
Tabela 6: Composição, de tipos de estruturas florestais, de amostras de 100 fragmentos selecionadas por tamanho ou RPA. RPA100-: Seleção dos 100 fragmentos com menor RPA. Area100+: Seleção dos 100 maiores fragmentos. Controle: dados para 6797 fragmentos com 1ha ou mais.....	20
Tabela 7: Critérios para a valoração ordinal da integridade biológica nos fragmentos estudados. 1-menor integridade, 5-maior integridade.	45
Tabela 8: Fragmentos florestais com mais de 500ha no "Norte Novo" do estado do Paraná (baixo rio Tibagi e Reservatório de Capivara - rio Paranapanema). Os números constam da Figura 12. Habitat: E -- encosta, R -- encosta rochosa (ver texto). Áreas em ha. IAN (índice de área núcleo) em %. RPA (relação perímetro/área). DVMP -- Distância do vizinho mais próximo em m. PE -- Parque Estadual e TI -- Terra indígena.....	46
Tabela 9: Resultados da avaliação em campo de 11 fragmentos com 500ha ou mais. Os números dos fragmentos constam do mapa da Figura 12. Os resultados representam uma escala ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade).	47
Tabela 10: Informações sobre blocos de área-tampão (zonas de conservação) ao redor de 11 fragmentos com 500ha ou mais na região norte do Paraná. Área livre refere-se à zona de conservação não coincidente, e "sob conflito" à porção coincidente com zonas desenvolvidas ou em desenvolvimento (ver texto). Áreas apresentadas em ha. Cobertura florestal, em %, incluindo fragmentos com 1ha ou mais de floresta madura e secundária. Densidade de rodovias em km/km ²	48
Tabela 11: Escalas de prioridade para conservação das zonas identificadas no norte do estado do Paraná. Números menores indicam maior prioridade. Área do bloco proposto para conservação, porcentagem de cobertura florestal e área núcleo e integridade maiores implicaram em maior prioridade. Porcentagem de área em conflito com zona de desenvolvimento e densidade de estradas maiores implicaram em menor prioridade.	49

Tabela 12: Valores observados para medidas estruturais de fragmentos florestais na região de Londrina (norte do Paraná). Área em ha, P-perímetro (em metros), RPA-relação perímetro/área (em metros.ha ⁻¹), IF-índice de forma, DF-dimensão fractal, AN-área de núcleo (em ha), NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo (em %), DVMP-distância do vizinho mais próximo (em metros), IP-índice de proximidade (em ha.m ⁻¹).	54
Tabela 13: Coeficientes de correlação entre variáveis estruturais da paisagem da região de Londrina (norte do Paraná). Área-área total, P-perímetro, RPA-relação perímetro/área, IF-índice de forma, AN-área núcleo, , NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo, DVMP-distância do vizinho mais próximo, IP-índice de proximidade. *Significativo a p<0,01. n=1211.....	55
Tabela 14: Intervalos de variáveis estruturais de fragmentos florestais para a definição de critérios visando identificar tipos estruturais de fragmentos.....	55
Tabela 15: Distribuição do número de fragmentos florestais e da sua área de acordo com tipos estruturais, na paisagem da região de Londrina, norte do estado do Paraná..	58
Tabela 16: Critérios espaciais para estimativas de valor para conservação de áreas situadas na matriz antrópica.....	68
Tabela 17: Critérios espaciais para estimativas de valor para conservação de fragmentos de habitat florestal	68
Tabela 18: Dados sobre a cobertura florestal em 1998 no Complexo Apertados-Três Bocas (CATB; bacia do rio Tibagi, norte do Paraná) e nas sub-bacias componentes, nomeadas pelos ribeirões (Apertados, Três Bocas, Cafezal e Cambé). Sob a categoria matriz estão todas as formas de cobertura não-florestal. A categoria APP (áreas de preservação permanente) inclui apenas as faixas de proteção ao longo dos cursos d'água, de 30m, não incluindo, portanto, outras formas previstas pela legislação, como áreas com declive acentuado.	72
Tabela 19: Classes de tamanho de fragmentos florestais nas bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB; bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), a partir de um mapa obtido da classificação de uma imagem LANDSAT 5 TM de novembro de 1998.	72
Tabela 20: Valores observados para coeficientes de correlação (r) e de determinação (r ²) entre medidas estruturais de fragmentos florestais e um índice de integridade biológica baseado em avaliação ecológica rápida (AER, ver texto), na região de Londrina (norte do Paraná). Área em ha, P-perímetro (em metros), RPA-relação perímetro/área (em metros.ha ⁻¹), IF-índice de forma, DF-dimensão fractal, AN-área de núcleo (em ha), NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo (em %), DVMP-distância do vizinho mais próximo (em metros), IP-índice de proximidade (em ha.m ⁻¹)......	77
Tabela 21: Relacionamento espacial entre valor para conservação e custo de oportunidade no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e três Bocas (norte do Paraná). Valores em ha, índices de valor e custo em ordem direta. Ver texto para método de cálculo.	78

Lista de Figuras

- Figura 1: Localização da área de estudo, indicada pela posição do quadrado escuro. A linha pontilhada indica o Trópico de Capricórnio. 11
- Figura 2: Localização do quadrante da imagem LANDSAT 5 TM, órbita/ponto 222-076 (área sombreada). Linhas pontilhadas são rodovias pavimentadas, polígonos quadriculados são zonas urbanas (o maior ao centro, Londrina). Projeção UTM zona 22S. 13
- Figura 3: Mapa de uso do solo, baseado em classificação de uma composição das bandas 3, 4 e 5 de um quadrante (96x96 km) de imagem Landsat 5 TM, de novembro de 1998. 18
- Figura 4: Frequência relativa de tamanhos de fragmentos florestais, obtidos a partir de 30 recortes de um mapa de fragmentos ("florestas") e de 30 imagens aleatórias com 8% de cobertura ("aleatório"). 19
- Figura 5: Proporção de cada tipo de estrutura florestal por classe de tamanho de fragmento (A) e valores totais de área por tipo de estrutura e por classe de tamanho (B). FMD-floresta madura densa, FMA/FS-floresta madura aberta/floresta secundária, FSI-floresta secundária inicial (ver texto para descrição destas categorias). 21
- Figura 6: Área total de florestas (AT) e área-núcleo total (ATN) na paisagem após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores. 22
- Figura 7: Índice de área-núcleo (ou porcentagem da área total representada pelo núcleo) e área total de fragmentos com 1ha ou mais. 23
- Figura 8: Distância média do vizinho mais próximo, após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores. 24
- Figura 9: Relação entre área do fragmento e distância do vizinho mais próximo, com a exclusão do maior fragmento (PEMG, com cerca de 2800ha e $D_{VMP}=30m$). 24
- Figura 10: Índice de proximidade médio (I_{PM}), após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores. 25
- Figura 11: Localização da área de estudo (quadrado escuro) Região norte do estado do Paraná (bacia do Tibagi, região de Londrina). 31
- Figura 12: Região do "Norte Novo" do estado do Paraná (baixo rio Tibagi e Reservatório de Capivara - rio Paranapanema). Polígonos escuros são fragmentos florestais, incluindo floresta madura e secundária, com 500ha ou mais. A numeração corresponde à da Tabela 8. Polígonos em cor cinza são zonas urbanas (a maior, ao centro, é Londrina). 36

Figura 13: Zonas de conservação, de desenvolvimento e de “conflito” no “Norte Novo” do estado do Paraná. Os números das zonas de conservação correspondem aos da Tabela 10. Não estão representados fragmentos florestais menores que 500ha. Ver texto para definições da legenda.	39
Figura 14: Localização da área de estudo, indicada pela posição do quadrado escuro. A linha pontilhada indica o Trópico de Capricórnio.	52
Figura 15: Tipos estruturais de fragmentos florestais em uma porção da área de estudo (ver texto). Os números na grade indicam coordenadas em UTM, zona 22S, datum SAD 1969.	57
Figura 16: Representação esquemática de zonas de borda (até 100m do exterior, em cinza) e núcleo (em preto) em fragmentos florestais. Notar a fragmentação interna das áreas de núcleo em fragmentos com forma irregular.	60
Figura 17: A - Localização da região norte do estado do Paraná (quadrado escuro). B - Bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (área sombreada). Linhas pontilhadas são rodovias pavimentadas, polígonos quadriculados são zonas urbanas (o maior ao centro, Londrina). As linhas da grade são coordenadas na projeção UTM zona 22S, datum SAD 1969.	67
Figura 18: Articulação dos critérios para a definição de prioridade para conservação em uma paisagem fragmentada	70
Figura 19: Proporção (transformada no arco-seno da raiz quadrada) de cobertura florestal em blocos de área sem estradas (ver texto), na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná).	74
Figura 20: Proporção de cobertura florestal em classes de distância, sucessivamente maiores, de estradas perenes, pavimentadas ou não, na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná). A classe 1 vai de zero até imediatamente antes de 500m, seguindo-se as classes 2 a 6 com intervalo de 500m, até classe 7, que inclui distâncias maiores que 3.500m	74
Figura 21: Densidade de estradas perenes (pavimentadas ou não), na zona rural do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná).	75
Figura 22: Análise dos componentes principais (PCA) das variáveis utilizadas na avaliação ecológica rápida (AER). CAP - capins, CIP - cipós, ECO - eco-unidades, EPI - epífitas, EXO - exóticas, FIG - figueiras, MOR - árvores mortas, ORQ - orquídeas, PAL - Palmiteiro, PER - Peroba-rosa. Os fatores 1 e 2 acumulam 74,8% da variância (ver texto).	76
Figura 23: Mapa de valor para conservação (ver texto para método de cálculo) no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB). Valor em ordem direta (0-menor e 6-maior valor para conservação).	78
Figura 24: Mapa de prioridade para conservação (ver texto para método de cálculo) no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB). Valor em ordem direta (1-menor e 9-maior prioridade para conservação). As linhas da grade são coordenadas na projeção UTM zona 22S, datum SAD 1969.	79

- Figura 25: Representação esquemática, simulando um corte transversal em um curso hídrico e suas faixas de preservação permanente, considerando os critérios da legislação brasileira em A (Código Florestal, Lei 4771/1965) e uma situação idealizada em B, visando a existência de um terço central de área livre de efeitos de borda (ver texto)..... 81
- Figura 26: Fragmentos florestais no Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), juntamente com áreas a serem restauradas, segundo a legislação (áreas de preservação permanente –PP, ver texto) e áreas propostas para corredores biológicos ao longo do ribeirão Apertados..... 81
- Figura 27: Variação do índice de proximidade médio, para um raio de busca de 1000m, na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), em diferentes simulações. At-Cobertura florestal atual, At+PP- Cobertura florestal atual mais restauração da área de Preservação Permanente, C300- Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 300m de largura (ver texto). C500- Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 500m de largura (ver texto), C300+- Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 300m de largura mais corredores adicionais (ver texto). Siglas precedidas de E equivalem ao produto da simulação correspondente com remoção das faixas de estradas. 82
- Figura 28: Interação entre fragmentos florestais, estradas locais (pavimentadas ou não) e de tráfego regional e medidas propostas de conservação no Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná). Os círculos em linha branca indicam os pontos mais críticos, com círculos maiores indicando pontos com maior dificuldade (maior tráfego, maior importância sócio-econômica, dificuldades para obter alternativas). O círculo da esquerda indica o local onde a PR445 (Londrina-São Luís) corta o Parque Estadual “Mata dos Godoy”. O círculo maior ao centro indica a transposição da PR445 sobre o ribeirão Apertados, e conseqüentemente sobre o corredor proposto ao longo daquele ribeirão” Os dois círculos menores indicam transposição de estradas rurais. 83

Sumário

Agradecimentos	III
Lista de tabelas.....	VII
Lista de Figuras	IX
Sumário	XII
Considerações iniciais.....	1
Capítulo 1: Fragmentação da Floresta Atlântica no Norte do Estado do Paraná.	8
1.1 Introdução.....	8
1.2 Área de Estudo.....	10
1.3 Métodos.....	10
1.3.1 Base de dados.....	10
1.3.2 Análise da estrutura da paisagem	13
1.4 Resultados.....	16
1.4.1 Classificação da imagem e análise de erros.....	16
1.4.2 Efeito da seleção por tamanho e forma sobre a cobertura florestal	20
1.5 Discussão.....	25
Capítulo 2: Identificando Sítios para Conservação em uma Paisagem Fragmentada.	29
2.1 Introdução.....	29
2.2 Área de estudo	30

2.3 Métodos.....	32
2.3.1 Dados geográficos e estrutura da paisagem.....	32
2.3.2 Avaliação da integridade biológica.....	33
2.3.3 Prioridades para conservação.....	35
2.4 Resultados.....	36
2.5 Discussão.....	39

Capítulo 3: Estrutura espacial da paisagem e tipos estruturais de fragmentos florestais.....	50
3.1 Introdução.....	50
3.2 Área de Estudo.....	51
3.3 Métodos.....	52
3.4 Resultados.....	53
3.5 Discussão.....	58

Capítulo 4: Prioridades para a conservação em um gradiente de urbanização.....	63
4.1 Introdução.....	63
4.2 Área de Estudo.....	64
4.3 Métodos.....	65
4.3.1 Sistema de informações geográficas.....	65
4.3.2 Avaliação da integridade biológica.....	66
4.3.3 Prioridades para Conservação.....	68
4.4 Resultados.....	71
4.4.1 Fragmentação florestal.....	71
4.4.2 Adequação à legislação.....	72
4.4.3 Estradas e cobertura florestal.....	73

4.4.4 Integridade biológica	75
4.4.5 Prioridade para Conservação	77
4.4.6 Simulações	79
4.5 Discussão	83
4.5.1 Fragmentação florestal e valor para conservação	83
4.5.2 Adequação à legislação.....	84
4.5.3 Estradas e cobertura florestal	85
4.5.4 Integridade biológica	86
4.5.5 Prioridade para Conservação	87
4.5.6 Simulações	89
Considerações finais.....	93
Referências	96

Considerações iniciais

A necessidade de conservação (e restauração) ambiental nas paisagens altamente degradadas e fragmentadas do Centro-sul do País esbarra em dois tipos de obstáculos: a falta de informações de alto nível sobre os ecossistemas, articuladas ao nível da paisagem e a linearidade das exigências da legislação ambiental. A esta limitação do arcabouço legal (Machado 2000) soma-se uma outra, mais recente, gerada pela incerteza decorrente do uso de medidas provisórias, por parte do Governo Federal, como recurso para implementar políticas (e.g., a MP 2.166-67 de 2001, que alterou a lei 4771/65, conhecida como código florestal).

Todo o esforço para a conservação/recuperação tende a se direcionar naturalmente para ações em nível regional, englobando unidades de paisagem de escala relativamente grande, como as bacias hidrográficas. No entanto, as informações necessárias a subsidiar esses esforços, produzidas localmente, precisam ser articuladas de modo a se detectar padrões e escalas adequadas ao planejamento regional (Levin, 1992, Noss & Cooperrider 1994), e passar por processos de revisão, tanto técnico-científica, visando garantir a consistência (Poiani *et al.* 1998), quanto semântica, para facilitar a comunicação com a sociedade e garantir o seu envolvimento de maneira positiva (Rothley 1999, Salafsky & Wollenberg 2000).

Em uma paisagem fragmentada, os fragmentos de habitat original apresentam um valor alto sob vários aspectos (Schelhas & Greenberg 1996, Viana & Tabanez 1996), como retenção de biodiversidade, papel em ciclos hidrológicos e no clima regional, etc (Nepstad *et al.*, 1996).

No entanto, para a conservação dos remanescentes, assim como para a restauração dos ecossistemas degradados, os esforços devem ser otimizados, procurando-se estabelecer prioridades quanto à fiscalização, proteção e eventualmente manejo, já que normalmente os recursos disponíveis para estas atividades estão longe de serem os ideais (Palik *et al.* 2000), e mesmo o tempo necessário implicaria num risco de aprofundamento dos impactos da degradação.

A priorização depende de questões tanto ecológicas quanto econômicas, como o custo de restauração (Wyant *et al.* 1995) e a importância imediata para a sociedade dos serviços ambientais a serem mantidos ou repostos (Bawa & Gadgil 1997, Daily 1997). Do ponto de vista ecológico, a *prioridade* para a conservação pode estar ligada ao *valor* para conservação da biodiversidade e ao custo de oportunidade, tomado como a quantidade de recursos necessária para afastar ameaças, mitigar impactos e proteger efetivamente. Assim, cabe diagnosticar os remanescentes de habitat natural tanto para estimar o valor relativo para a conservação da biodiversidade quanto a perspectiva de viabilidade logística da conservação.

Os esforços de restauração, experimentados até o presente momento, têm se pautado basicamente em plantios de mudas de árvores, escolhidas por critérios sucessionais, nas áreas em que a legislação determina. Os critérios que nortearam este modelo prendem-se em geral à proteção dos recursos hídricos, embora se tenha cogitado dessas áreas poderem funcionar como corredores para a dispersão de espécies, ligando remanescentes (Kageyama *et al.* 1994, Warkentin *et al.* 1995, Machtans *et al.* 1996, Lima & Gascon 1999). Não se sabe, no entanto, sequer se estas áreas serão estáveis *per se*. A sustentabilidade de uma área florestal isolada dependerá de vários fatores, entre eles a distribuição da cobertura no espaço, incluindo forma, tamanho, grau de isolamento e tipo de vizinhança (Viana & Tababez 1996, Laurance *et al.* 1998). A

restauração de áreas degradadas, formando corredores entre fragmentos pode ser um importante recurso para a conservação, mas ainda há muitas informações por serem obtidas (Simberloff & Cox 1987, Beier & Noss 1998).

Uma crítica pertinente é a de que os corredores podem ser muito caros, para serem eficientes, comparados à aquisição de novas áreas para conservação (Simberloff & Cox 1987).

No caso dos corredores ripários, previstos na legislação com medidas tímidas (de 30 m na maioria dos casos) não se pode propor uma estratégia de redundância, recuperando o máximo de área possível, extrapolando as medidas e não se limitando aos cursos d'água, em função do altíssimo custo envolvido, tanto econômico (da terra e da recuperação em si), quanto social (quando pequenas propriedades rurais podem ser inviabilizadas).

Torna-se necessário então obter informações que permitam decidir onde, além das margens de rios, se deveria ter corredores, e em que situações eles deveriam ser mais largos do que a legislação determina, levando em conta critérios determinados de maneira técnica e flexível, relativos aos ecossistemas terrestres e não apenas aos cursos d'água.

Essas informações devem ser tomadas em escala regional, levando em consideração o tamanho, a proximidade e a importância dos remanescentes numa dada unidade de paisagem. Ainda, dado o longo tempo necessário à recuperação, deve-se estabelecer prioridades em termos de quais áreas recuperar primeiro, usando os mesmos critérios referidos anteriormente. Atualmente o processo, ainda que esteja em seus primórdios, é marcado por um voluntarismo por parte da sociedade civil (produtores, prefeituras, ambientalistas), pulverizando os esforços, organizados em pequena escala.

As espécies com *performances* de dispersão¹ diferentes não terão comportamento uniforme com relação ao isolamento dos remanescentes (Donovan et al 1995, Collinghan & Huntley 2000, Summerville & Crist 2001). Assim, fragmentos vizinhos podem estar ligados para um grupo de espécies e completamente isolados para outro. Ou seja, a paisagem fragmentada apresentará uma resistência diferente para cada espécie ou grupo de espécies.

A conectividade dos fragmentos depende então de critérios espécie-específicos, e um determinado padrão de distribuição dos remanescentes na paisagem pode atuar como um “filtro” atuando diferentemente sobre espécies com diferentes graus de vagilidade (Keitt *et al.*, 1997), com influências óbvias sobre os processos de extinção local e re-colonização e sobre a estrutura das metapopulações (Kalkhoven 1993, Drechsler & Wissel 1998). Detectar o padrão de conectividade dos fragmentos, associado a uma determinada paisagem, simulando várias condições de dispersibilidade, para abarcar toda a gama possível de espécies, deve preceder um esforço de interferir para alterar este padrão. Essa alteração deverá ocorrer para prover um aumento de conectividade que permita o trânsito das espécies menos vágéis.

Outra vantagem desse tipo de ensaio é determinar, numa unidade de paisagem, quais são os fragmentos mais importantes do ponto de vista da conectividade, permitindo direcionar esforços para a proteção destas áreas (Urban & Keitt 2001). A maior dificuldade a ser enfrentada, no entanto, consiste em obter informação ampla sobre quais as capacidades médias de dispersão das espécies. Considerando-se que as espécies podem compor grupos funcionais também quanto a este quesito (vagilidade), a detecção de relações entre características ecológicas (tipo de dispersor e polinizador, comportamento sucessional/nicho de regeneração) e a distância observada de dispersão

¹ Considerando também, para espécies vegetais, fluxo gênico por pólen e sementes.

de sementes/pólen para algumas espécies selecionadas poderá permitir uma extensão dos resultados para muitas outras com características comuns, gerando um espectro de variação da vagilidade que poderá ser usado para fornecer parâmetros para análises da conectividade.

A pesquisa das distâncias médias de dispersão de pólen e sementes pode envolver grande dificuldade metodológica (Murcia 1996). No caso das sementes, como em geral 75% ou mais das espécies (de árvores) são zoocóricas (Silva 1997, Silva & Soares-Silva 2000, Tabarelli et al 1999) assume-se que tenham, na sua maioria grande distância de dispersão, mas há pouca informação também sobre a vagilidade das espécies animais, dispersoras de sementes, na atual situação de fragmentação dos habitats.

Modelos dedicados ao planejamento de atividades de conservação, manejo e restauração de habitats em uma unidade de paisagem, devem incluir um conjunto de informações ao mesmo tempo estratégicas para assegurar a eficácia e de fácil obtenção, para assegurar a agilidade necessária (Chanseng et al 2000). Esquemas de levantamento do tipo “avaliação ecológica rápida” (Sobrevila & Bath 1992, Stork & Samways 1995) podem ser úteis na obtenção de dados de campo de maneira ágil e com baixo custo, permitindo uma avaliação preliminar do valor biológico das áreas em foco.

Com o intuito de guiar as atividades de conservação, surgiram indicadores baseados em conceitos diferentes, como “Integridade Biótica” ou biológica e “Saúde do Ecossistema”, entre vários outros (Lyons *et al.* 1995, Muller et al 2000) . O primeiro seria mais adequado a reservas naturais, e o segundo, a áreas ocupadas por humanos. No entanto, uma abordagem sintética pode e deve ser implementada (Callicot *et al.* 1998), com o intuito de compor uma única filosofia para guiar a priorização, evitando uma abordagem do problema excessivamente centrada nas espécies e na composição das

comunidades ou, ao contrário, a preocupação apenas com determinados aspectos do funcionamento dos sistemas ecológicos (Simberloff 1998).

Nesta síntese, aspectos do funcionamento (como a deposição de matéria orgânica sobre o solo) devem ser combinados com informações sobre a composição da comunidade biótica. Esta última categoria de informações pode ser obtida por meio de inventários taxonômicos (Lyons *et al.* 1995), ou pela seleção de espécies que tenham o potencial de indicar mudanças nas comunidades, como as espécies-chave (Simberloff 1998).

Sistemas de informação geográfica (SIG) podem trabalhar dados de ordem espacial para uso combinado com dados de campo (Chanseng *et al.* 2000, Kramer 1997). Medidas estruturais das paisagens estão cada vez sendo mais usadas em programas de avaliação e monitoramento da biodiversidade (Botequilha-Leitão & Ahern 2002), embora nem todas as medidas tenham sofrido validação para permitir o seu uso na previsão dos fenômenos biológicos (Noss 1999).

As medidas de conectividade, por exemplo, não tem o mesmo significado para espécies com biologia diferente, e podem não discriminar efeitos de estradas, que têm influência severa sobre muitas espécies animais (Goosen 1997, Develey & Stouffer 2001). Várias outras medidas obtidas de um SIG podem ser usadas para inferir condições objetivas dos fragmentos, como a relação perímetro/área e a proporção núcleo/borda (Kramer 1997).

Esta última medida demanda o estabelecimento de uma distância padrão do limite do fragmento a ser considerada borda, o que, assim como as medidas de conectividade, têm variado significado através do espectro de formas biológicas. No entanto, as evidências voltadas para árvores (Murcia 1996, Laurance *et al.* 1998) e para grupos animais que incluem muitos dispersores de sementes, como aves Passeriformes

(Laurance 1997), podem ser usadas como ponto de partida, já que apresentam implicações evidentes com a estrutura geral do tecido ecológico.

Dada a facilidade de monitorar mudanças nos índices de estrutura das paisagens em SIGs, a validação de medidas e índices através da correlação com dados obtidos diretamente das comunidades biológicas é importante nas estratégias de conservação, em longo prazo (Kramer 1997, Rothley 1999).

Nos capítulos a seguir são feitos ensaios de utilização de informações biológicas e geográficas sobre paisagens fragmentadas, organizados em duas escalas, visando identificar sítios e estratégias prioritários para conservação da biodiversidade, na floresta atlântica do norte do estado do Paraná (floresta estacional semidecidual), uma paisagem intensamente degradada (pouco mais de 3% de habitat maduro remanescente – ver capítulo 1) e colonizada há menos de cem anos, mas que pode ser tomada como um exemplo significativo dos padrões de ocupação da Mata Atlântica como um todo (Dean 1995) e da biota remanescente (Anjos 2001a, Dias et al 2002).

Capítulo 1: Fragmentação da Floresta Atlântica no Norte do Estado do Paraná.

1.1 Introdução

Em uma paisagem fragmentada os remanescentes de habitat original apresentam um valor alto sob vários aspectos, como retenção de biodiversidade, papel em ciclos hidrológicos e no clima regional, etc (Nepstad *et al.*, 1996). No entanto, para a conservação dos fragmentos, assim como para a restauração dos ecossistemas degradados, os esforços devem ser otimizados, procurando-se estabelecer prioridades quanto à fiscalização, proteção e eventualmente manejo, já que normalmente os recursos disponíveis para estas atividades estão longe de serem os ideais (Palik *et al.* 2000). A priorização depende de questões tanto ecológicas quanto econômicas, como o custo de restauração (Wyant *et al.* 1995).

A sustentabilidade de uma área florestal isolada dependerá de vários fatores, entre eles a distribuição da cobertura no espaço, incluindo forma, tamanho, grau de isolamento e tipo de vizinhança (Viana & Tababiez 1996, Laurance et al 1998, Laurance et al 2001).

Os Sistemas de informação geográfica (SIGs) podem fornecer dados de ordem espacial para uso combinado com dados de campo (Chanseng et al 2000, Kramer 1997). Medidas estruturais das paisagens estão cada vez mais sendo usadas no planejamento ambiental (Botequilha-Leitão & Ahern 2002) e em programas de avaliação e monitoramento da biodiversidade (Hector et al 2000), embora nem todas as medidas tenham sofrido validação para permitir o seu uso na previsão dos fenômenos biológicos (Noss 1999). As medidas de conectividade, por exemplo, não tem o mesmo significado para espécies com biologia diferente (Keitt *et al.* 1997) e podem não

discriminar efeitos, por exemplo, de estradas, que têm influência severa sobre muitas espécies animais (Goosen 1997, Develey & Stouffer 2001).

As espécies com *performances* de dispersão² diferentes não têm comportamento uniforme com relação ao isolamento dos remanescentes (Donovan et al 1995, Collinghan & Huntley 2000, Summerville & Crist 2001). Assim, fragmentos vizinhos podem estar ligados para um grupo de espécies e completamente isolados para outro. Ou seja, a paisagem fragmentada apresentará uma resistência diferente para cada espécie ou grupo de espécies.

A conectividade dos fragmentos depende, então, de critérios espécie-específicos, e um determinado padrão de distribuição dos remanescentes na paisagem pode atuar como um “filtro” atuando diferentemente sobre espécies com diferentes graus de vagilidade (Keitt *et al.*, 1997), com influências óbvias sobre os processos de extinção local e recolonização e sobre a estrutura das meta-populações (Kalkhoven 1993, Drechsler & Wissel 1998). Detectar o padrão de conectividade dos fragmentos associado a uma determinada paisagem, para abarcar toda a gama possível de espécies, deve preceder um esforço de interferir para alterar este padrão. Essa alteração deverá ocorrer para prover um aumento de conectividade que permita o trânsito das espécies menos vágéis. Outra vantagem desse tipo de ensaio é determinar, numa unidade de paisagem, quais são os fragmentos mais importantes do ponto de vista da conectividade, permitindo direcionar esforços para a proteção destas áreas (Urban & Keitt 2001).

Outras medidas obtidas por meio do banco de dados de um SIG podem ser usadas para inferir condições objetivas dos fragmentos, como a relação perímetro/área e a proporção núcleo/borda (Kramer 1997). Esta última medida demanda o estabelecimento de uma distância padrão do limite do fragmento a ser considerada

² Considerando também, para espécies vegetais, fluxo gênico por pólen e sementes.

borda, o que, assim como as medidas de conectividade, têm variado significado através do espectro de formas biológicas. No entanto, as evidências voltadas para árvores (Murcia 1996, Laurance *et al.* 1998) e para grupos animais que incluem muitos dispersores de sementes, como aves Passeriformes (Laurance 1997), podem ser usadas como ponto de partida, já que apresentam implicações evidentes com a estrutura geral do tecido ecológico. Assim, índices de estrutura das paisagens são importantes nas estratégias regionais de conservação dada a facilidade de monitorar mudanças através de um SIG.

Utilizando um mapa de fragmentos de floresta obtido da classificação de uma imagem LANDSAT 5 TM, foram analisados a estrutura da paisagem e o padrão de fragmentação em parte da região norte do estado do Paraná, e procurou-se testar se tamanho e forma são adequadas para selecionar os fragmentos florestais mais importantes para a conservação, ou seja, as que contribuem para manter maior quantidade e melhor qualidade de habitats, bem como tenham maior impacto (positivo) na conectividade e em outras variáveis estruturais da paisagem.

1.2 Área de Estudo

A área de estudo está localizada no norte do estado do Paraná (Figura 1), com altitudes variando entre 334, na borda da represa de Capivara (rio Paranapanema) e cerca de 800m nos divisores de águas (ver Capítulo 2 para uma descrição mais detalhada da região). Para avaliar a fragmentação florestal da região, foi utilizado um quadrante de imagem (222 076) de satélite LANDSAT 5 TM (Figura 2).

1.3 Métodos

1.3.1 Base de dados

Um quadrante de imagem de satélite LANSAT-TM5 de Novembro de 1998 (96x96 km aproximadamente) foi classificado utilizando rotinas do pacote de software

“Idrisi 32”. A classificação realizada foi do tipo “não-supervisionada” (rotina “Isocluster”, Eastman 1997). Não foi aplicada correção radiométrica ou atmosférica.

Figura 1: Localização da área de estudo, indicada pela posição do quadrado escuro. A linha pontilhada indica o Trópico de Capricórnio.

As várias formas de uso relativas à agricultura e pastagens foram agrupadas em uma única classe, denominada “matriz agrícola”, já que a separação de alguns tipos implicaria em um trabalho de classificação específico. As classes relativas aos diversos ambientes aquáticos, separadas durante o processo em função das suas diferenças espectrais, são consideradas em conjunto. Os ecossistemas florestais foram organizados em: i-Floresta Madura Densa (FMD), ii-Floresta Madura Aberta/ F. Secundária (FMA/FS) e iii-Clareiras/Floresta Secundária Inicial (CI/FSI).

Para aferição da classificação foram lançados aleatoriamente 100 pontos, que foram averiguados em campo, e os resultados utilizados para a montagem de uma

“matriz de confusão” e do cálculo do índice de Kappa (Eastman 1997, Foody 2002), calculado pela fórmula:

$$K = \frac{C_{obs} - C_e}{1 - C_e}$$

Onde K é o índice de Kappa, C_{obs} é a coincidência observada (soma do número de pontos corretamente classificados dividida pelo total de pontos verificados) e C_e a coincidência esperada, de acordo com a fórmula:

$$C_e = \sum_i (P_{ci} / T) \cdot (P_{mi} / T)$$

Onde C_e é a coincidência esperada (“*chance agreement*”), P_{ci} é o total de pontos confirmados em campo como pertencentes à classe i , P_{mi} é o total de pontos mapeados na classe i , e T o total de pontos de verificação.

Para testar a confiabilidade do mapeamento nas diferentes classes de tamanho de fragmentos florestais foram feitos 30 recortes aleatórios da imagem principal, medindo 500 por 1000 *pixels* e geradas 30 imagens aleatórias, do mesmo tamanho, com 8% de cobertura (média de cobertura dos recortes). As distribuições de frequência das classes de tamanho, dos recortes e das imagens aleatórias, foram comparadas seguindo método proposta por Keitt *et al.* (1997).

Figura 2: Localização do quadrante da imagem LANDSAT 5 TM, órbita/ponto 222-076 (área sombreada). Linhas pontilhadas são rodovias pavimentadas, polígonos quadriculados são zonas urbanas (o maior ao centro, Londrina). Projeção UTM zona 22S.

1.3.2 Análise da estrutura da paisagem

A análise do mapa de fragmentos foi feita com o programa Fragstat (McGarigal & Marks 1995), em conjunto com o “Idrisi 32”. Dentre as várias medidas estruturais fornecidas pelo programa, foram utilizadas medidas descritoras da paisagem e de características individuais dos fragmentos (Tabela 1).

Tabela 1: Medidas utilizadas para o estudo de uma paisagem composta de fragmentos de floresta e matriz antrópica.

<i>Medida</i>	<i>tipo</i>	<i>Descrição</i>	<i>unidade</i>	<i>sigla</i>
Área	fragmento	área total do fragmento	ha	A _F
Índice de área-núcleo	fragmento	porcentagem da área livre de borda	%	I _{AN}
Relação Perímetro/Área	fragmento	perímetro dividido pela área total	m/ha	RPA
Distância do Vizinho mais próximo	fragmento	distância borda a borda do fragmento mais próximo	metros	D _{VMP}
Índice de proximidade	fragmento	soma da área dos fragmentos dentro do raio de busca, divididos pela soma da distância borda a borda	ha/metro	I _P
Número de fragmentos	paisagem	número de fragmentos na paisagem	#	N _F
Número de áreas-núcleo	paisagem	número de áreas-núcleo individuais	#	N _{AN}
Área total	paisagem	soma da área de todos os fragmentos	ha	A _{TP}
Área-núcleo total	paisagem	soma de todas as áreas-núcleo	ha	A _{TN}
Índice de forma	fragmento / paisagem	perímetro dividido pela raiz quadrada da área, em seguida dividido por 4	m/ha	I _F
Dimensão fractal bi-logarítmica	paisagem	DFBL=2/b, onde b é a declividade da reta de regressão do log da área no log do perímetro	-	DF
Distância média do fragmento vizinho mais próximo	paisagem	média da distância do Vizinho mais próximo de todos os fragmentos	metros	D _{VMPM}
Índice de proximidade médio	paisagem	média do I _P de todos os fragmentos	ha/metro	I _{PM}

Entre os parâmetros utilizados para análise da estrutura da paisagem, está a distância, a partir do limite do fragmento em direção ao seu interior, que será considerada “borda”. Esta definição é de extrema significância, já que tem implicações sérias sobre as perspectivas e a prioridade de conservação dos fragmentos presentes na paisagem analisada. No entanto, há uma grande controvérsia entre os pesquisadores sobre a escala de influência dos efeitos de borda, provavelmente função de diferenças

fundamentais nos estudos realizados, como tipo de variável medida, desenho do experimento e grupo biológico envolvido. Na Tabela 2 estão resumidas conclusões de alguns estudos, que sugerem o estabelecimento, de maneira conservadora, da distância de 100m para a identificação de bordas nos fragmentos analisados.

Tabela 2: Alcance dos efeitos de borda em ecossistemas florestais.

<i>Característica analisada</i>	<i>Conclusão sobre o alcance dos efeitos</i>	<i>Referência</i>
Composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$)	“ao menos 60m”	Kapos et al 1993
Porcentagem de clareiras	“maior até 100m”	Kapos et al 1993
Polinização	Sem efeitos	Murcia 1996
	“centenas de metros”	Kelmann et al 1996
Microclima	30 metros	Turton & Freiburger 1997
Composição de espécies de Coleoptera	105-210m em fragmentos grandes, até 420m em fragmentos de 100 ha ou menos	Didham 1996
Vento	200-500m, 2-10 vezes a altura das árvores	Laurance 1997
Insetos, aves e mamíferos pequenos	50-100m	Laurance 1997

Um outro parâmetro é o “raio de busca”, usado no índice de proximidade. Organismos de habitat florestal sensíveis a bordas, como pequenos pássaros e insetos, usualmente não atravessam espaços de 100 metros ou menos entre um fragmento e outro (Anjos 2001a, Develey & Stouffer 2001). Num outro extremo, morcegos, bem como muitos mamíferos terrestres (Reis & Muller 1995, Law & Lean 1999) podem deslocar-se por vários quilômetros em busca de novos habitats ou simplesmente para

forrageio. Em busca de uma escala intermediária de distâncias que permitisse avaliar a disponibilidade de habitats vizinhos para colonização, optou-se por definir o raio de busca em 1000m.

Para testar, separadamente, o impacto da seleção por área e por relação perímetro/área (RPA) na estrutura da paisagem, foram comparados os resultados obtidos através do “Fragstats” em três mapas: um contendo os 100 maiores fragmentos, um outro contendo os 100 fragmentos com menor RPA e um com todos os fragmentos com 1ha ou mais (controle)

Para avaliar o impacto de determinada classe de tamanho de fragmentos na estrutura da paisagem foram geradas imagens dobrando o critério mínimo de inclusão de fragmentos, partindo de 1 até 512ha. Cada imagem resultante foi submetida ao FRAGSTATS.

1.4 Resultados

1.4.1 Classificação da imagem e análise de erros

A classificação da imagem resultou em 6 classes (Figura 3). Dos 100 pontos de verificação em campo, 97 apresentaram classificação correta, com um valor do índice de kappa de 0,936. A classe “formações pioneiras”, que incluiu estágios iniciais da sucessão (com estrutura ainda não-florestal) foi a única que apresentou erros. De 6 pontos supostamente de “formações pioneiras” amostrados, 3 foram classificados erroneamente, sendo na verdade parte da matriz.

A tipologia florestal chamada aqui de “madura densa” (FMD) não deve ser confundida com a Floresta Ombrófila Densa da Costa Atlântica. Tratam-se na verdade de eco-unidades da Floresta Estacional Semidecidual, ocorrendo sobre latossolo roxo eutrófico em relevo suave, com variados graus de abertura do dossel, que é, no entanto, claramente mais denso do que nas demais tipologias locais, com predomínio de

Aspidosperma polyneuron (Peroba-rosa), *Euterpe edulis* (Palmitreiro) e *Trichilia clausenii* (Catiguá) (Soares-Silva & Barroso 1992).

Tabela 3: Matriz de confusão da classificação não supervisionada da imagem LNADSAT 5TM. MA-matriz agrícola, CD-corpos d'água, FP-formações pioneiras, FSI-floresta secundária inicial, FMA/FA-floresta madura aberta/floresta secundária, FMD-floresta madura densa, Pm-pontos de verificação mapeados para a classe, Pa-pontos de verificação confirmados em campo para a classe.

	MA	CD	FP	FSI	FMA/FS	FMD	Pm	% erro tipo 1
MA	70	0	0	0	0	0	70	100
CD	0	2	0	0	0	0	2	0
FP	3	0	3	0	0	0	6	50
FSI	0	0	0	2	0	0	2	0
FMA/FS	0	0	0	0	10	0	10	0
FMD	0	0	0	0	0	10	10	0
Pa	73	2	3	2	10	10	100	-
% erro tipo 2	4,11	0	50	0	0	0	-	-

Por outro lado, eco-unidades ocorrendo sobre terra roxa estruturada e/ou solo litólico, em relevo ondulado, são denominadas aqui de floresta “madura aberta” (FMA/FS), com dossel descontínuo, dominado em geral por *Parapiptadenia rigida* (Gurucaia) e *Nectandra megapotamica* (Canela preta) (Silveira 1993), e abundância de cipós e ocasionalmente bambus. A classificação utilizada não permitiu discriminar estas áreas de áreas secundárias mais antigas (provavelmente 30 anos ou mais) e de bosques antigos de *Eucaliptus* com subosque denso. Grandes clareiras no interior de fragmentos florestais e florestas secundárias mais recentes (com até cerca de 20 anos) foram também classificadas como um conjunto (CI/FSI)

Do mapa de uso do solo resultante foi extraído um mapa reunindo sob uma mesma categoria todos os tipos florestais (FMD+FMA/FS+FSI). A cobertura florestal, assim considerada atingiu cerca de 8%. A maioria dos fragmentos identificados como sendo florestais tem tamanhos que vão até 10ha (87%).

Dos fragmentos com 1,08ha (12 pixels) ou mais, apenas 0,8% dos fragmentos tem 250ha ou mais. No entanto, eles somam 31% da área de florestas. O maior fragmento (~2935ha), tem 3,87% da área total de florestas (Tabela 5).

Tabela 4: Cobertura, em ha e porcentagens por classe de uso do solo na Figura 3.

<i>Legenda</i>	<i>Sigla</i>	<i>Hectares</i>	<i>%</i>
Floresta Madura Densa	FMD	28.935,99	3,23
F. M. Aberta / F. Secundária	FMA/FS	41.887,53	4,68
Clareiras / F. S. Inicial	FSI	4.943,43	0,55
Formações Pioneiras	FP	33.686,01	3,77
Corpos D'água	CD	51.649,74	5,77
Matriz Agrícola	MA	733.583,79	82,00
Total	-	894.686,49	100

Figura 3: Mapa de uso do solo, baseado em classificação de uma composição das bandas 3, 4 e 5 de um quadrante (96x96 km) de imagem Landsat 5 TM, de novembro de 1998.

As 30 imagens geradas aleatoriamente com 8% de cobertura não continham fragmento maior que 1,44 ha (16 pixels), e a frequência relativa dos fragmentos a partir

de 0,72 ha (8 pixels) nos dados aleatórios foi significativamente menor ($p < 0,01$) do que na cobertura florestal obtida da classificação da imagem de satélite (Figura 4). Abaixo deste valor não é possível discriminar o ruído gerado aleatoriamente dos resultados da classificação. Optou-se, a partir destes resultados, por excluir das análises subsequentes os fragmentos com 1,08 ha (12 pixels) ou menos, pela probabilidade relativamente grande de que eles sejam fruto de erro de classificação da imagem.

Tabela 5: Número de fragmentos florestais e área por classes de tamanho, incluindo indistintamente floresta madura densa, floresta madura aberta, floresta secundária e floresta secundária inicial.

<i>Classes de tamanho* em ha</i>	<i>área em ha</i>	<i>% da área</i>	<i>Número de fragmentos</i>	<i>% dos fragmentos</i>
0,09-0,99	7.383,69	9,75%	32.140	82,544%
1,08-9,99	17.082,9	22,55%	5.591	14,359%
10,08-99,99	27.757,89	36,64%	1.113	2,858%
100,08-999,99	20.607,48	27,20%	92	0,236%
1000,08 ou mais	2.934,99	3,87%	1	0,003%
Total	75.766,95	100,00%	38.937	100,000%

*escala baseada no tamanho de um pixel (0,09ha)

Figura 4: Frequência relativa de tamanhos de fragmentos florestais, obtidos a partir de 30 recortes de um mapa de fragmentos ("florestas") e de 30 imagens aleatórias com 8% de cobertura ("aleatório").

1.4.2 Efeito da seleção por tamanho e forma sobre a cobertura florestal

Selecionando os 100 maiores fragmentos, 35% da área florestal foi incluída (Tabela 6), englobando quantidade equivalente (ambos 36%) dos tipos FMD e FMA/FS e cerca de 18% das florestas em estágio inicial de sucessão. Se a seleção é operada a partir dos 100 fragmentos com menor RPA, a área florestal incluída cai a 26%, com igual proporção da área de FMD e FMA/FS sendo incluída, e cerca de 9% das florestas em estágio inicial de sucessão. Ainda assim, o tamanho médio dos fragmentos selecionados por RPA foi cerca de 20 vezes maior que o de 100 fragmentos tomados ao acaso.

Tabela 6: Composição, de tipos de estruturas florestais, de amostras de 100 fragmentos selecionadas por tamanho ou RPA. RPA100-: Seleção dos 100 fragmentos com menor RPA. Area100+: Seleção dos 100 maiores fragmentos. Controle: dados para 6797 fragmentos com 1ha ou mais.

Tratamento	FD	% tipologia	FA/FS	% tipologia	FSI	% tipologia	Total	% total
Area100+	9483.48	36%	14112.36	36%	614.97	18%	24211.54	36%
RPA100-	6675.57	26%	10551.15	27%	315.63	9%	17542.88	26%
controle								
(1ha ou mais)	26048.7	39%	38887.2	58%	3447.36	5%	67383.26	100%

A seleção pela forma, portanto, não parece ter maior sucesso na inclusão de fragmentos melhores (i.e., com maior proporção de eco-unidades de alta diversidade) do que a simples seleção pelo tamanho. A FMD, que inclui eco-unidades de alta diversidade, ocorre com pouca variação na proporção (de 33 a 40%, média de 38% da área total). Mas os menores fragmentos são compostos, em geral, por uma maior proporção de FSI do que os fragmentos maiores (Figura 5).

Figura 5: Proporção de cada tipo de estrutura florestal por classe de tamanho de fragmento (A) e valores totais de área por tipo de estrutura e por classe de tamanho (B). FMD-floresta madura densa, FMA/FS-floresta madura aberta/floresta secundária, FSI-floresta secundária inicial (ver texto para descrição destas categorias).

O emprego da RPA também não garantiu uma inclusão de mais área de núcleo (aqui, a 100m ou mais dos limites externos do fragmento) do que a seleção pela área. Os 100 maiores fragmentos incluíram 70% da área núcleo total, e 20% dos núcleos, enquanto os 100 fragmentos com menor RPA incluíram pouco mais de 60% da área-núcleo e 8% dos núcleos. Porém ambos os métodos de seleção implicaram numa elevação importante (de 14 a 18 vezes) no índice de área-núcleo médio, através do descarte de grande quantidade de pequenos fragmentos sem núcleo algum.

Com a eliminação de fragmentos com tamanhos sucessivamente maiores, não é possível notar redução substancial na área total de núcleo senão a partir da exclusão de fragmentos com 64 ha ou mais (Figura 6). Isto porque fragmentos de até cerca de 36 *pixels* ou 3,24 ha não apresentaram núcleo, e ocorreram fragmentos de até 100ha sem qualquer área-núcleo (Figura 7).

Figura 6: Área total de florestas (AT) e área-núcleo total (ATN) na paisagem após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores.

Figura 7: Índice de área-núcleo (ou porcentagem da área total representada pelo núcleo) e área total de fragmentos com 1ha ou mais.

O impacto da seleção por tamanho no RPA médio, embora difira significativamente ($p < 0,05$) do resultado (menor) da seleção através do próprio RPA, implicou em uma redução de mais de 70% em relação à média de todos os fragmentos ou de 100 deles tomados ao acaso. O Índice de Forma (I_F), entretanto, igual entre a seleção por RPA e a seleção ao acaso, praticamente dobrou para a seleção por área, provavelmente em função da forma dendrítica ou, eventualmente, alongada, de muitos dos grandes fragmentos. A dimensão fractal média mostra valores diferentes entre a seleção por RPA (menor) e ao acaso, ambas menores ($p < 0,05$) que a seleção por tamanho, indicando tendência parecida.

A distância média do vizinho mais próximo (D_{VMPM}) foi, embora em princípio maior para a seleção por área, estatisticamente igual à seleção ao acaso. A D_{VMPM} para a seleção por RPA foi cerca de três vezes maior, em relação à seleção ao acaso. Em ambos os casos, o aumento da D_{VMPM} é provavelmente resultado da eliminação maciça de pequenos fragmentos. Com a exclusão de fragmentos sucessivamente maiores, a distância média do vizinho mais próximo aumenta suavemente, e a partir de 64 ha sofre uma inflexão abrupta, novamente indicando que os fragmentos maiores têm um papel de elementos de ligação na paisagem (Figura 8).

Figura 8: Distância média do vizinho mais próximo, após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores.

O índice de proximidade médio (I_{PM}) apresentou aumento, em relação à seleção ao acaso, seja para a seleção por área ou por RPA, resultado da eliminação de pequenos fragmentos, que ocorrem em grande quantidade isolados na paisagem, apesar de muitos pequenos e médios fragmentos ocorrerem na vizinhança de fragmentos grandes. Na Figura 9 é possível observar que, embora haja fragmentos pequenos tanto com pequena como com grande distância do vizinho mais próximo, os maiores fragmentos apresentam distâncias pequenas, em geral abaixo de 500m.

Figura 9: Relação entre área do fragmento e distância do vizinho mais próximo, com a exclusão do maior fragmento (PEMG, com cerca de 2800ha e $D_{VMP}=30m$).

Com o recurso da eliminação de fragmentos de tamanhos sucessivamente maiores, o índice de proximidade médio (I_{PM}) apresentou comportamento distinto da $D_{VM\text{PM}}$ (Figura 10). O I_{PM} aumenta com a exclusão de fragmentos de até cerca de 16 ha, que incluem muitos pequenos fragmentos que ocorrem isolados na paisagem, e cai abruptamente com a eliminação de grandes remanescentes, que apresentam individualmente um alto I_P .

Figura 10: Índice de proximidade médio (I_{PM}), após exclusão de classes de fragmento sucessivamente maiores.

1.5 Discussão

A cobertura florestal remanescente na área de estudo (8,5%), embora desigualmente distribuída, situa-se num patamar, em geral, dentro do limite relatado pela literatura para o bioma da Floresta Atlântica (2 a 12 %, Viana et al 1997, Saatchi et al 2001), abaixo do dado para o estado do Paraná (19%, CIMA 1991 apud Viana *et al.* 1997), e similar ao relatado anteriormente para a região de Londrina ($6,86 \pm 1,60$ %, Rodrigues 1993), embora esta última estimativa seja baseada em um levantamento aerofotográfico de 1980, e provavelmente excluindo uma parcela de florestas secundárias então em estágio inicial da sucessão.

Na área de abrangência da Floresta Atlântica, a cobertura florestal está, também, distribuída irregularmente. Há concentração de maciços florestais nas regiões serranas e em áreas de solo pouco fértil ou acesso difícil, como a Serra do Mar, nos estados do Paraná e São Paulo (SOS Mata Atlântica et al 1998 *apud* Saatchi et al 2001).

A área compreendida neste estudo representa, assim, uma reprodução em escala menor dos padrões de distribuição na Costa Atlântica brasileira. A maior parte da cobertura florestal na área de estudo está concentrada no complexo das bacias dos rios Apertados e Três Bocas, o que realça a importância da área para a conservação no contexto regional e nacional (MMA 2002). A topografia, acima de outras causas, parece estar diretamente relacionada com a distribuição da cobertura florestal remanescente, já que a fertilidade dos solos na região é, em geral, de média a alta, e as condições de acessibilidade (estradas) também são relativamente uniformes. Boa parte das áreas com floresta estão em terrenos cuja topografia não permite a mecanização agrícola. Se por um lado, este fato ajuda a viabilizar possíveis aquisições de terras para a conservação, já que estes terrenos apresentam valor de mercado menor, por outro lado há a perspectiva de que espécies cuja distribuição estava de alguma maneira relacionada aos solos e/ou à topografia das áreas hoje ocupadas pela agricultura estejam ausentes ou mal representadas nos fragmentos atuais (Torezan & Silveira 2002).

A distribuição de tamanhos dos fragmentos indica uma fragmentação intensa, comparável à situação encontrada no interior de São Paulo (Viana & Tabanez 1996, Meztger 2000), onde em geral não restaram grandes fragmentos, predominando pequenos, de até 10ha. Comparações com outros estudos são limitadas, em geral, pelo critério mínimo de inclusão de fragmentos, em geral em torno de 1km² ou 100ha.

A distribuição de tamanhos em geral está ligada a questões fundiárias (Steininger et al 2001), e a fatores históricos (Viana & Tabanez 1996, Dean 1995). Na

região de Londrina, a colonização agrícola foi feita de maneira relativamente organizada e uniforme, por uma empresa de capital inglês, a partir dos anos 30 do século 20 (Dean 1995), baseada em pequenos lotes com, em geral, 24ha, o que pode explicar a predominância de fragmentos muito pequenos (Tabela 5). Os problemas relacionados com a fragmentação operam continuamente levando a uma degradação contínua desses fragmentos pequenos, mas sua importância pode ser vista sob várias perspectivas.

Os pequenos fragmentos podem ter papel importante em três situações: 1- para organismos que usam a matriz, podem atuar como residência ou sítio de nidificação, ou locais de repouso durante a migração (Lindenmayer et al 2002); 2-Sob determinadas configurações espaciais, os pequenos fragmentos podem ainda atuar como elementos de ligação da paisagem (Tiebout & Anderson 1997, Moilanen & Nieminen 2002), para organismos que podem atravessar distâncias curtas na matriz, e só podem residir em fragmentos maiores; 3-Em iniciativas de restauração, podem atuar como fonte de propágulos, já que, dadas as limitações da tecnologia, os fragmentos, mesmo degradados, sempre terão biodiversidade maior do que a empregada no trabalho de restauração.

A escolha de fragmentos para priorizar esforços para proteção e restauração deve incorporar perspectivas diversas, como englobar a maior área possível, incluir as melhores condições objetivas para a auto-manutenção (e.g. minimizar efeitos de borda) e prover ou manter a conectividade da paisagem. O uso de critérios como o tamanho e a forma dos fragmentos, que incorporam paradigmas derivados da biogeografia de ilhas e do conhecimento acumulado sobre os efeitos de borda (Noss & Cooperrider 1994), não permite ter controle sobre o grau de conectividade na paisagem em questão.

Ao operar uma seleção de fragmentos, usando tamanho como critério, obtém-se, além da retenção de parcela significativa das florestas, a retenção de áreas

recobertas por uma menor proporção de eco-unidades de baixa diversidade (clareiras e floresta secundária inicial). Embora haja um relativo consenso de que critérios relativos à forma dos fragmentos tenham relação com a estrutura e a diversidade dos mesmos (Viana *et al.* 1997), a seleção usando a relação perímetro/área como critério não garantiu resultados melhores do que apenas o critério baseado na área, provavelmente em função de impactos não-relacionados com a fragmentação, como a extração de madeira.

Em ambos os cenários de seleção de fragmentos experimentados, o aumento da distância do vizinho mais próximo média, resultado da eliminação de pequenos fragmentos dispersos por toda a paisagem, é tradução do seu papel na conectividade. Ao mesmo tempo, o aparentemente contraditório aumento do índice de proximidade médio, é indício de que parte destes pequenos fragmentos está isolada e tem, portanto, um baixo I_p . Assim, é evidente que parte dos pequenos fragmentos, situados no entorno dos fragmentos maiores, tem uma importância estratégica maior, e não seriam incluídos em áreas protegidas criadas usando como critério de seleção apenas o paradigma dos “maiores e melhores” fragmentos. Sugere-se que, para o estabelecimento de prioridades para a conservação, sejam incorporadas informações sobre o papel representado pelo fragmento no contexto da paisagem analisada. Estas informações podem ser divididas em informações relativas à qualidade do habitat (composição de eco-unidades, forma do fragmento), à área de habitat disponível e à conectividade ou grau de interligação dos fragmentos na paisagem.

Capítulo 2: Identificando Sítios para Conservação em uma Paisagem Fragmentada.

2.1 Introdução

A floresta atlântica do Brasil tem altos índices de diversidade e endemismo, e é uma das mais ameaçadas do mundo (Viana & Tabanez 1996, Myers *et al.* 2000). A região norte do estado do Paraná, parte do domínio da Floresta Atlântica, tem simultaneamente áreas indicadas como prioritárias para conservação em nível nacional, e áreas com “pressão antrópica alta” (MMA 2002). O Parque Estadual Mata dos Godoy (Londrina-PR) é indicado como área de “extrema importância biológica” para conservação de invertebrados, e de “alta importância” para aves. O terço final do rio Tibagi, que inclui a área do Parque, também é considerado de “extrema importância biológica” para a conservação de répteis e anfíbios (MMA 2002). Apenas duas pequenas unidades de conservação de uso indireto, excetuando-se as urbanas, estão estabelecidas na região, sem qualquer plano de conservação que leve em consideração a sustentabilidade e a sua inserção numa paisagem com outros fragmentos.

Um modelo dedicado ao planejamento de atividades de conservação, manejo e restauração de habitats em uma unidade de paisagem deve incluir um conjunto de informações ao mesmo tempo estratégicas para assegurar a eficácia e de fácil obtenção, para assegurar a agilidade necessária (Chansheng *et al.* 2000). Planos e estratégias para conservação usualmente são complexos (Noss 1999, Salafsky & Wollenberg 2000), e demandam informações detalhadas (Poiani *et al.* 1998, Hctor *et al.* 2000), às vezes difíceis de se obter, como inventários biológicos e certos tipos de mapeamento, o que traz limitações em termos de disponibilidade, qualidade e custo das informações. Em muitos países em desenvolvimento, e em especial no Brasil, o trabalho local de

conservação está a cargo de técnicos de agências estaduais ou municipais sem acesso a tecnologia, treinamento e informações dispendiosos. Assim, procurou-se testar a eficiência de métodos realmente simples como um “filtro grosso” para a seleção, em escala local, de áreas prioritárias para conservação de habitats fortemente fragmentados e reduzidos, uma situação bastante comum no sul do Brasil (Viana & Tabanez 1996). Para tanto, foram utilizados dados obtidos de imagens LANDSAT e planos de informação normalmente disponíveis em mapeamentos comuns, como a hidrografia e a rede de estradas, associados a trabalho de campo, para fazer uma pré-seleção de áreas com potencial para estabelecimento de redes de conservação. A pré-seleção procurou responder às seguintes perguntas: 1-Quais são os sítios localmente com maior potencial para a conservação da biodiversidade? 2-Quais são os sítios sob maior risco para objetivos de conservação? e 3-Quais sítios tem melhores oportunidades para o estabelecimento de zonas de conservação de uso múltiplo?

2.2 Área de estudo

A bacia do rio Tibagi compreende cerca de 24.000 km², com duas regiões bastante distintas. O alto Tibagi compreende áreas no chamado “Segundo Planalto” paranaense, com altitude entre 800 a 1200m sobre o nível do mar (s.n.m.), dominadas por campos naturais e capões de floresta (Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária). Como uma região de transição (com reflexos no mosaico de solos, no clima e na vegetação), o médio Tibagi é delimitado pelas escarpas da Serra do Cadeado ou escarpa “arenito-basáltica”. O rio Tibagi no seu trecho final corre sobre o derrame basáltico, e a área de drenagem apresenta altitudes variando de 334m (foz do Tibagi no reservatório de Capivara, no rio Paranapanema) a cerca de 800m s.n.m. (divisores de águas nos limites da bacia).

Originalmente recoberta por Floresta Estacional Semidecidual, com ocorrência ocasional de Araucária nas elevações acima de 700m s.n.m. (Torezan 2002), esta região sofreu um processo de ocupação predominantemente agrícola, e uma forte redução nas suas áreas naturais, nos últimos 80 anos. O processo de fragmentação obedeceu a variáveis ligadas ao sistema fundiário e à topografia, gerando padrões de paisagem com forte dispersão dos fragmentos e predomínio de fragmentos pequenos, ou com menos de 10ha (Rodrigues 1993). Juntamente com outros tributários menores do rio Paranapanema, no trecho hoje compreendido pelo reservatório de Capivara, o baixo Tibagi situa-se na região chamada de “Norte Novo”, em referência ao processo recente de colonização da região (Figura 11).

Figura 11: Localização da área de estudo (quadrado escuro) Região norte do estado do Paraná (bacia do Tibagi, região de Londrina)

2.3 Métodos

2.3.1 Dados geográficos e estrutura da paisagem

A posição de aglomerados urbanos e das principais rodovias foi obtida de cartas topográficas 1:50.000, (sistema de coordenadas planas UTM, *datum* SAD 1969; Brasil, 1990, 1992, 1996). O georreferenciamento foi feito em arquivos digitais em formato matricial (*raster*) produzidos por um digitalizador (*scanner*) de tamanho grande (A0), e o processo de vetorização das informações escolhidas foi feita com o programa “Cartalinx”. Os arquivos vetoriais produzidos foram exportados para o programa “Idrisi 32”, sobrepostos a uma imagem LANDSAT 7 ETM+ de 2002 e ajustados, quando necessário. Estradas pouco conhecidas foram verificadas em campo em toda a sua extensão, para atualizar alterações recentes na pavimentação. Foram produzidos mapas de distâncias euclidianas de rodovias e de zonas urbanas. Estradas rurais não pavimentadas (não asfaltadas) não foram incluídas nesta análise, em função da escala e da dificuldade de checagem de campo. Para levar em consideração pressões atuais e futuras de ocupação, tampões de 5km no entorno dos polígonos das zonas urbanas, e de 500m para cada lado das rodovias foram reunidos em um plano de informação, chamado de “zona de desenvolvimento”. A distância de 5km das zonas urbanas foi obtida por meio de observação em campo, e corresponde a uma estimativa, ainda que arbitrária, da zona em que novas alterações do uso e ocupação do solo são mais prováveis. Os 500m de distância de rodovias foram adotados a partir da distância máxima de influência que uma rodovia, a priori, poderia causar, somando-se canteiro central, leito, acostamento, faixa de domínio e efeito de borda em habitat florestal cortado pela estrada.

Outras informações estratégicas, como a presença de unidades de conservação, usinas hidroelétricas e captação de água para consumo humano nos

principais rios da região foram também obtidas, para avaliar o impacto potencial da conservação sobre serviços ambientais. Um mapa da distribuição da cobertura florestal foi obtido da classificação não supervisionada (rotina "Isocluster", Eastman 1997) das bandas 3, 4 e 5 de uma imagem LANDSAT 5 TM de novembro de 1998 (ver Capítulo 1).

Fragmentos florestais com 500ha ou mais foram selecionados e analisados, visando identificar sub-regiões com potencial para conservação. Foram calculados a área total do fragmento, área de núcleo (área interior situada a mais de 100m do limite externo do fragmento), número de núcleos, índice de área núcleo (I_{AN} , proporção ou área de núcleo dividida pela área total do fragmento), relação perímetro/área (RPA, perímetro dividido pela área, em metros por ha) e distância do vizinho mais próximo (DVMP, distância borda a borda do fragmento florestal mais próximo com 10ha ou mais). Estas medidas foram usadas para avaliar a estrutura espacial dos remanescentes selecionados. Outras características foram obtidas com observação direta sobre a imagem de satélite.

Um mapa foi produzido contendo zonas-tampão de 5km no entorno dos fragmentos com 500ha ou mais, chamada de "zonas de conservação" e cruzado com o mapa de "zonas de desenvolvimento". As zonas de conservação foram analisadas quanto à proporção de áreas coincidentes, chamadas "sob conflito", com as de desenvolvimento, a quantidade e a qualidade dos fragmentos principais de 500ha ou mais e a cobertura florestal remanescente. A conectividade interna das zonas foi analisada a partir da ocorrência de intersecção por estradas.

2.3.2 Avaliação da integridade biológica

Através de Avaliação Ecológica Rápida (AER, Sobrevilla & Bath 1992), foram obtidas informações sobre i-tipo de uso do solo no entorno, ii-Ameaças

(proximidade de zona urbana, etc), iii-evidências diretas de degradação (lixo, fogo, extração de lenha, etc), iv-Informações gerais sobre a estrutura da vegetação, v-Presença e abundância de cipós, árvores quebradas e de espécies exóticas e vi-Presença de determinadas espécies vegetais nativas, organizadas em 11 variáveis ecológicas (Tabela 7). As variáveis foram selecionadas de um rol mais amplo, incluindo variáveis fisionômicas e estruturais, ocorrência de espécies vegetais nativas e sinais de ação antrópica. Os organismos vegetais nativos mencionados no item vi foram selecionados por sua relevância especial, como descrito a seguir:

- Peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*): Apesar da alta densidade e biomassa nas florestas estacionais maduras da região de Londrina, entre as espécies arbóreas, é a que sofreu a maior pressão pela extração comercial da madeira, sendo usada para a construção da maioria das residências em Londrina até os anos 70. Extinta em alguns locais, apresenta indivíduos jovens resultantes de regeneração (provavelmente pós-fragmentação) em alguns remanescentes. Sua presença foi considerada positiva na avaliação do estado de conservação.

- Epífitas em geral: em função da sua elevada dependência de variáveis micro-climáticas e do tempo necessário para sua instalação, a presença e a abundância de epífitas vasculares foram tomadas como indicadores do estado de conservação. As árvores maiores e mais velhas apresentam maiores cargas de epífitas, logo a extração de madeira, ou problemas com mortalidade diferencial de grandes árvores devem se refletir nesta guilda

- Orquídeas: apesar de não haver evidência científica que as Orchidaceae como um todo sejam mais sensíveis que as demais epífitas, muitas das epífitas mais sensíveis são orquídeas. Adicionalmente, a coleta de exemplares com objetivo ornamental atinge as orquídeas indiscriminadamente.

- Palmito (*Euterpe edulis*): Também de alta densidade nas florestas maduras, tende a desaparecer dos fragmentos pela extração dos adultos para obtenção do Palmito. Sua ausência em remanescentes foi considerada indicio de degradação. É extremamente importante na alimentação da fauna, e provavelmente trata-se de espécie-chave, demandando estudos detalhados sobre este último aspecto.

•Figueiras (*Ficus* spp): Assim como *E. edulis*, são possivelmente espécies-chave e fundamentais na sustentação da fauna de frugívoros. Embora aparentemente não seja sensível à degradação dos habitats, a presença de figueiras foi anotada pelo seu potencial de oferta de recursos para a fauna.

Uma série de 10 aplicações-piloto foi realizada na região norte do Parque Estadual “Mata dos Godoy”, (um local reconhecido pelos pesquisadores que ali trabalham como sendo bastante “íntegro”) sempre utilizando o autor como aplicador. Em seguida, um estudante de graduação foi utilizado para testar a ficha e o gabarito, no mesmo local e em outros fragmentos florestais. Na visita a um fragmento, uma caminhada pelo entorno precedia a entrada para estabelecimento de pontos no interior, cuja distribuição espacial era feita com ajuda de fotografias aéreas 1:8.000 e 1:25.000 de 1980 e 1:50.000 de 1994.

Foi observado 1 ponto a cada 50ha aproximadamente, até um máximo de 10 pontos por fragmento, utilizando um gabarito e uma escala ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade), e atribuindo-se um valor inteiro aproximado da média dos pontos observados. Uma medida geral da integridade biológica foi obtida através da soma das 11 variáveis, podendo variar de 11 a 55. A análise da correlação entre as variáveis de estrutura espacial e a integridade biológica foi feita com o coeficiente de correlação de Spearman, ordenando-se os fragmentos a partir de cada variável e comparando-se as ordenações.

2.3.3 Prioridades para conservação

Uma escala de prioridades para conservação entre as zonas de conservação identificadas foi estabelecida, baseada na estrutura da paisagem (proporção de cobertura florestal e de área de núcleo da cobertura), na integridade média dos fragmentos grandes incluídos e no custo de oportunidade (área do bloco, proporção sob conflito com áreas de desenvolvimento e densidade de rodovias).

2.4 Resultados

Foram identificados 11 fragmentos florestais com 500ha ou mais na região estudada, variando de 560 a 5270ha (Tabela 8), distribuídos em cinco sub-regiões (Figura 12): 1-baixo rio Vermelho, no reservatório de Capivara, 2-sub-bacias dos ribeirões Apertados, Três Bocas e Taquara, ao sul de Londrina, a 3-bacia do rio Congonhas, 4-Parque Estadual “Mata de São Francisco” e imediações de Cornélio Procópio, e 5-região da Terra Indígena Apucarana (Figura 12).

Figura 12: Região do “Norte Novo” do estado do Paraná (baixo rio Tibagi e Reservatório de Capivara - rio Paranapanema). Polígonos escuros são fragmentos florestais, incluindo floresta madura e secundária, com 500ha ou mais. A numeração corresponde à da Tabela 8. Polígonos em cor cinza são zonas urbanas (a maior, ao centro, é Londrina).

O coeficiente de correlação de Spearman é altamente significativo na comparação das ordenações de fragmentos por variáveis ligadas à forma, como RPA, I_{AN} , e número de núcleos. Assim, apenas uma destas medidas pode ser empregada, preferivelmente aquela de implementação mais simples no SIG, em conjunto com a área do fragmento e medidas de conectividade. Nenhuma ordenação por variável espacial mostrou correlação significativa com a ordenação pelos dados de campo (Tabela 9), mostrando que há complementaridade entre os dois tipos de informação.

O fragmento identificado no baixo rio Vermelho, situado em um topo de vertente, apresenta uma proporção de área núcleo relativamente alta (>60%, Tabela 8), mas uma forma desfavorável, consistindo de quatro blocos ligados por corredores estreitos. Nas imediações ocorrem 6 outros fragmentos acima de 200ha, três deles próximos à calha do rio Vermelho, já no reservatório de Capivara, e que serão ligados pela restauração do entorno do reservatório, atualmente em andamento. No alto rio Vermelho ocorrem outros 4 fragmentos desta classe de tamanho (>200ha).

Na região situada logo ao sul do município de Londrina há um conjunto de fragmentos, onde está incluído o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, com bons indicadores de estrutura espacial (área superior a 2900ha, mais de 60% de área-núcleo). Apesar de uma pressão de ocupação intensa e de avizinhar-se das maiores cidades da região (Figura 12), ali ocorre, além da citada unidade de conservação, a captação de água para consumo humano das cidades de Londrina e Cambé, no ribeirão Cafezal (40% do total) e no rio Tibagi (50%).

Na bacia do rio Congonhas, são observados dois grandes fragmentos (de 625 e 1057ha). No baixo Congonhas, em um topo de vertente, encontra-se o menor deles, relativamente degradado e com estrutura espacial bastante fragmentada (pouco mais de 20% de área-núcleo, dividida em 28 núcleos). No alto Congonhas, junto à calha

do rio encontra-se outro, com condições melhores. Na bacia do rio Congonhas ocorrem vários pequenos fragmentos (10-100ha), com potencial para interconexão com os dois maiores. Em uma pequena sub-bacia paralela ao trecho final do Congonhas, mas drenando diretamente para o reservatório, ocorre um outro fragmento, também em boas condições de conservação. Próximo à bacia do Congonhas, junto ao município de Cornélio Procopio está instalado o Parque Estadual “Mata de São Francisco”, com parte de sua cobertura florestal bastante íntegra, mas relativamente isolado na paisagem.

A análise das medidas de estrutura espacial no fragmento da Terra Indígena Apucarana sugere boas condições para a conservação, com grande área total e de núcleo, bons indicadores de forma e conexão com áreas vizinhas. No entanto, a maior parte da cobertura florestal naquele remanescente encontra-se extremamente degradada, em função de atividades extrativistas e atividades agrícolas de subsistência. Nas imediações, junto ao rio Tibagi, ocorrem vários fragmentos médios (de 50 a 200ha) e grandes (mais de 200ha), alguns, mais ao sul, não incluídos na imagem LANDSAT utilizada, mas que mostraram boas condições de conservação em observações de campo. A bacia do rio Tibagi, ao sul deste ponto sofre uma transição para outra biorregião, dominada por estepe gramíneo-lenhosa (campos) e floresta ombrófila mista (floresta de Araucária). No Terra Indígena Apucarana ocorrem Araucária e espécies associadas, acima de cerca de 700m, e floresta estacional abaixo desta altitude.

Foram identificadas 5 “zonas de conservação”, englobando os 11 fragmentos com 500ha ou mais (Tabela 10). Todas as zonas foram interceptadas, em maior ou menor grau, pelas “zonas de desenvolvimento”, com exceção da Terra Indígena Apucarana, que se encontra a uma certa distância de cidades e rodovias (Figura 13). No entanto, em todas as zonas a densidade de rodovias apresentou-se baixa

($>>3\text{km}/\text{km}^2$, Hocht *et al.* 2000). Cerca de 419.000ha foram consideradas zona de desenvolvimento, dos quais 13% coincidiram com zonas de conservação.

Dentre as zonas identificadas, as regiões da TI Apucarana e do PE “Mata dos Godoy” receberam a maior prioridade.

Figura 13: Zonas de conservação, de desenvolvimento e de “conflito” no “Norte Novo” do estado do Paraná. Os números das zonas de conservação correspondem aos da Tabela 10. Não estão representados fragmentos florestais menores que 500ha. Ver texto para definições da legenda.

2.5 Discussão

Nenhum dos fragmentos selecionados poderia, isoladamente, constituir uma unidade auto-sustentável, ou seja, nenhum dos fragmentos florestais observados é grande o suficiente para consistir uma reserva, isolada, com populações viáveis. Nenhuma reserva isolada, a menos que tenha milhares de km^2 , pode manter a sua

biodiversidade por muito tempo (Noss & Cooperrider 1994). Embora o critério de busca pareça rigoroso (87% da cobertura florestal da região é composta por fragmentos menores que 500ha), os tamanhos e o número de fragmentos localizados mostram que o processo de fragmentação na região foi bastante severo, possivelmente com perdas irreversíveis. Além do isolamento, os fragmentos selecionados apresentam problemas com a forma (formas alongadas ou dendríticas) e, conseqüentemente, com efeitos de borda. São relatadas mudanças drásticas para fragmentos entre dezenas e centenas de ha (Beier *et al.* 2002, Laurance *et al.* 2002). Estratégias para solucionar estes problemas passam necessariamente por alterações profundas no uso da terra e por esforços maciços de restauração (Noss & Cooperrider 1994, Viana *et al.* 1997). Adicionalmente, a ausência de correlação entre a integridade biológica dos fragmentos e a estrutura da paisagem indica que outras formas de degradação estão ou estiveram presentes, como atividades extrativistas não-sustentáveis.

A distribuição dos fragmentos não favorece a representação de comunidades de ambientes distintos dentro da região estudada. Comunidades de topo de encostas rochosas e de várzeas estão pouco representadas nos remanescentes da região (Torezan & Silveira 2002), e conseqüentemente na amostra de fragmentos selecionada. Nenhuma área de várzea, e apenas dois fragmentos em topos rochosos foram observados, ambos degradados (baixo Congonhas e TI Apucarana). Adicionalmente, o grau de degradação observado em alguns fragmentos, em especial os situados em topos de vertentes e circundados por pastagens, pode estar relacionado com um sinergismo entre a fragmentação e a ocorrência de incêndios (Cochrane 2001).

Os cinco blocos identificados como possíveis áreas de conservação são heterogêneos, em relação às pressões de ocupação, à cobertura florestal e ao potencial de conectividade. O maior bloco, contendo o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, tem a

segunda maior cobertura florestal e a maior proporção de área atingida por pressões de desenvolvimento urbano. O Parque é seccionado por uma rodovia vicinal, de tráfego local, e a conexão com outras áreas, pela zona ripária do ribeirão Apertados é impedida a oeste, com outra intersecção por uma rodovia regional, de tráfego pesado. Os efeitos, generalizados e cumulativos, de estradas sobre a biodiversidade são claramente negativos (Strittholt & Dellasala 2001). Organismos mais vágéis, justamente aqueles que poderiam beneficiar-se da conectividade intrínseca da paisagem, utilizando a matriz para seus deslocamentos, são os mais atingidos por mortalidade ligada a estradas (Carr & Fahrig 2001). Já animais que habitam exclusivamente o interior de florestas podem perceber mesmo estradas estreitas e pouco usadas como uma clareira linear e evitar a passagem (Develey & Stouffer 2001). Por este motivo, exclusão de estradas de estudos sobre a fragmentação leva a conclusões incompletas (Strittholt & Dellasala 2001), para dizer o mínimo.

A importância do PEMG para a conservação (MMA 2002), associado às condições, comparativamente e em termos regionais, da cobertura florestal no seu entorno faz com que seja necessário enfrentar limitações econômicas e tecnológicas para aumentar a área protegida e minimizar as barreiras à conectividade impostas pela presença de rodovias. Túneis e outros tipos de passagem para a fauna são de eficiência controversa (Noss & Cooperrider 1994, Goosen 1997), e devem ser consideradas alternativas, como a remoção da estrada, ou encerramento da via de tráfego num túnel recoberto por habitat restaurado. Apesar de mais caras, tais medidas não são despropositais face à importância da área e à gravidade do problema.

Ao sul do município de Londrina encontra-se a Terra Indígena Apucarana. É oportuno realçar que, apesar do alto grau de degradação no interior da mesma, a TI e sua região, que podem funcionar como corredor entre o médio e o baixo Tibagi, com

grandes fragmentos e boa conectividade, são extremamente importantes para a conservação. Áreas de transição entre biorregiões podem atingir facilmente um grau razoável de representatividade (Spector 2002). Além da alta riqueza de espécies (Torezan & Silveira 2002) na região da TI Apucarana ocorre a presença de floresta estacional e ombrófila, e uma variedade de condições topográficas e de tipos de solo (Torezan 2002). Um grande fragmento, situado ao sul da TI pode funcionar como área-núcleo, sendo recomendada, portanto a sua proteção integral, com a criação de uma unidade de conservação de uso indireto e domínio público. A área indígena e outras áreas vizinhas devem funcionar como zonas tampão, de baixa intensidade de uso, com atividades de extrativismo e plantios florestais comerciais com espécies nativas. No entanto, o uso desordenado praticado atualmente na TI torna necessário um planejamento rigoroso para atingir a sustentabilidade.

A região do ribeirão Vermelho tem perspectivas promissoras, em função de um certo número de fragmentos médios localizados ao longo da calha do rio. Apenas uma rodovia, de tráfego local, intercepta o rio perpendicularmente, dificultando, mas não impedindo, o uso da zona ripária como corredor. O rio Vermelho tem claramente importância local, por ser tributário do reservatório de Capivara, mas sua importância para a conservação da biodiversidade não pode ser descartada, em função da fragmentação e redução intensa de florestas na região, e da ausência completa de inventários biológicos ali realizados.

A situação das florestas na bacia do rio Congonhas, outro tributário importante do reservatório de Capivara, é bastante crítica, já que ali foram identificados remanescentes relativamente grandes (625 e 1057ha) mas degradados, com estrutura bastante fragmentada (Baixo Congonhas, com pouco mais de 20% de núcleo e 204m de borda por ha; Tabela 8) e isolados na paisagem (Alto Congonhas, quase 2.000m do

fragmento mais próximo). As partes alta e baixa do rio são separadas por uma rodovia interestadual, de tráfego bastante intenso, além de uma outra intersecção por uma rodovia local próxima à sua foz, no rio Tibagi, já no reservatório de Capivara. Junto à foz do Congonhas há um remanescente pequeno mas relativamente íntegro (índice de integridade igual a 40), de pouco mais de 100ha, que é objeto de uma proposta de criação de uma unidade de conservação municipal.

O Parque Estadual Mata de São Francisco foi estabelecido à margem de uma rodovia interestadual, e apresenta um entorno praticamente desprovido de fragmentos vizinhos (o mais próximo situa-se a mais de 1000m, Tabela 8). É possível utilizar a zona ripária de um afluente do ribeirão das cinzas, situado a leste, para o estabelecimento de interconexões. É necessário, no entanto, e isto se aplica a todas às menções de uso de corredores ripários e de conexão com fragmentos próximos, avaliar a estrutura da paisagem em um raio maior, visando identificar oportunidades e limitações para estratégias de conservação desse tipo.

Em todas as cinco áreas identificadas é recomendável a instalação de redes locais de conservação, como módulos de uso múltiplo (Noss & Cooperrider 1994). Os fragmentos maiores e com maior integridade biológica, juntamente com parte do seu entorno, devem ser convertidos em núcleos, de uso indireto e domínio público, e uma zona tampão, com usos menos intensos, deve ser estabelecida ao redor dos núcleos. Corredores ligando os núcleos, utilizando as zonas ripárias, mas não necessariamente limitadas às mesmas devem ser instalados. Em alguns locais, como o baixo rio Vermelho e baixo Congonhas, no reservatório de Capivara, faixas de proteção de cerca de 100m estão sendo reflorestadas com espécies nativas. No rio Tibagi, faixas de até 500 metros, poderão ser restauradas, em função da largura do rio, que ultrapassa bastante 200m e alcança não raro 600m. Estas atividades de restauração poderão, no

futuro, associadas a mudanças na intensidade do uso do solo, colaborar para a interligação de todas as zonas aqui indicadas.

Uma limitação importante do método usado para o delineamento das zonas de desenvolvimento é a linearidade das áreas-tampão. A expansão das áreas urbanas não se dá, em geral, de maneira concêntrica e regular. No entanto, a faixa de 5km utilizada permite acomodar expansão de mais de 50% na zona urbana de Londrina, por exemplo, e permite identificar áreas com custo de oportunidade muito alto para a conservação. A faixa-tampão empregada para delinear as zonas de conservação também experimenta limitações, mas deve servir de guia para a negociação de conflitos na implementação de estratégias. O método, empregado para esta pré seleção, mostrou bons resultados, em função do grau de fragmentação da paisagem estudada. Em regiões com maior proporção de habitats íntegros, seria necessário incorporar uma quantidade de informação muito maior e mais detalhada. Para o estabelecimento de sistemas locais ou redes de conservação, cada área identificada deve ser analisada e outras informações incorporadas, como o uso e ocupação do solo, com boa resolução espacial, e aspectos sociais e culturais. O processo de pré-seleção evitou o dispêndio de obtenção de dados e análises onerosas, em uma escala em que muitas sub-regiões revelam-se inviáveis para a conservação. O custo baixo (menos de R\$ 10.000 reais ou US\$3.000) torna acessível a realização de estudos desse tipo, permitindo destinar esforços para o detalhamento de áreas promissoras.

Tabela 7: Critérios para a valoração ordinal da integridade biológica nos fragmentos estudados. 1-menor integridade, 5-maior integridade.

<i>Variáveis / escala ordinal</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
Cobertura de serapilheira	predomínio de solo nu	até 2cm, apenas material fino, solo nu <25% área	até 5cm, solo nu <10%, trama de raízes incipiente	até 10cm, trama de raízes evidente	10cm ou mais, folhas, ramos e troncos, trama de raízes desenvolvida
Árvores mortas em pé	mais de 4 ocorrências	4	3	2	até 1
Gramíneas exóticas	mais de 5	5	3	1	ausentes
Outras exóticas	mais de 5	5	3	1	ausentes
Emaranhados de cipó	mais de 4	4	3	2	até 1
Eco-unidades	clareira com cipó	clareira, pouco cipó	dossel baixo	dossel aberto	dossel denso
Epífitas vasculares exceto Orchidaceae	apenas avasculares	vascular, até 1	2	3	mais de 3
Orchidaceae	ausentes	1	2	3	mais de 3
Figueiras (<i>Ficus</i> spp, Moraceae)	ausente	só regeneração	até 1	até 2	mais de 2
Palmiteiros (<i>Euterpe edulis</i> , Arecaceae)	ausente	só regeneração	até 1	até 2	mais de 2
Peroba-rosa (<i>Aspidosperma polyneuron</i> , Apocynaceae)	ausente	só regeneração	até 1	até 2	mais de 2

Tabela 8: Fragmentos florestais com mais de 500ha no “Norte Novo” do estado do Paraná (baixo rio Tibagi e Reservatório de Capivara - rio Paranapanema). Os números constam da Figura 12. Habitat: E – encosta, R – encosta rochosa (ver texto). Áreas em ha. IAN (índice de área núcleo) em %. RPA (relação perímetro/área). DVMP – Distância do vizinho mais próximo em m. PE – Parque Estadual e TI – Terra indígena

mapa	Nome	município	habitat	área total ¹	área núcleo ²	número de núcleos	IAN	RPA	DVMP
1	Rio Vermelho	Mirassolva	E	560,5	342	4	61,01	80,4	60
2	PE Mata dos Godoy	Londrina/São Luiz	E	2929,7	1817,8	31	62,05	79,3	30
3	Alto Taquara	Apucarana	E	608,8	287,3	13	47,19	113,3	95
4	Irerê	Londrina/Irerê	E	842,0	470,9	14	55,92	89,9	283
5	J. Canet 2462	Londrina/Irerê	E	572,8	414,7	2	72,41	53,8	390
6	Tibagi-foz do Taquara	Londrina	E	779,8	329,6	22	42,27	120,7	90
7	Baixo Congonhas	Cornélio Procopio	R	625,1	127,1	28	20,33	203,7	42
8	Alto Capivara	Leópolis	E	621,5	497,3	3	80,01	27,3	30
9	PE São Francisco	Cornélio Procopio	E	889,0	773,7	1	87,03	18,5	1270
10	Alto Congonhas	Congonhas	E	1057,3	768,2	2	72,65	39,3	1997
11	T.I. Apucarana	Londrina/Lerroville	R	5271,5	4883,4	1	92,64	10,8	30

1-No caso das unidades de conservação, a área referida é maior do que a efetivamente protegida.

2-Área interior situada a mais de 100m do limite externo do fragmento

Tabela 9: Resultados da avaliação em campo de 11 fragmentos com 500ha ou mais. Os números dos fragmentos constam do mapa da Figura 12. Os resultados representam uma escala ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade).

<i>Variáveis / Áreas</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>
Cobertura de serapilheira	4	5	4	4	5	4	2	4	5	3	3
Árvores mortas em pé	3	5	3	3	5	5	2	3	4	5	3
Gramíneas exóticas	5	5	5	4	5	5	1	5	5	5	3
Outras exóticas	5	5	4	4	5	5	4	5	5	5	4
Emaranhados de cipó	3	4	3	4	4	3	2	3	5	4	2
Eco-unidades	3	5	4	3	4	3	2	4	5	3	3
Epífitas vasculares exceto Orchidaceae	3	5	5	4	4	5	2	4	5	3	2
Orchidaceae	2	4	4	3	4	3	1	1	4	1	2
Figueiras (<i>Ficus spp</i> , Moraceae)	3	4	3	5	4	3	1	4	3	3	3
Palmiteiros (<i>Euterpe edulis</i> , Arecaceae)	1	5	3	3	1	2	1	1	4	2	2
Peroba-rosa (<i>Aspidosperma polyneuron</i> , Apocynaceae)	3	5	3	3	5	2	1	2	4	2	2
Índice de Integridade (soma dos valores)	35	52	41	40	46	40	19	36	49	36	29

Tabela 10: Informações sobre blocos de área-tampão (zonas de conservação) ao redor de 11 fragmentos com 500ha ou mais na região norte do Paraná. Área livre refere-se à zona de conservação não coincidente, e “sob conflito” à porção coincidente com zonas desenvolvidas ou em desenvolvimento (ver texto). Áreas apresentadas em ha. Cobertura florestal, em %, incluindo fragmentos com 1ha ou mais de floresta madura e secundária. Densidade de rodovias em km/km².

Nome	área do bloco	área livre	sob conflito	% sob conflito	fragmentos >500ha	soma da área total	soma da área núcleo	Cobertura florestal %	Densidade de rodovias
1-baixo Vermelho	15300	8311	6989	45,7%	1	561	342	8,5	0.120
2-baixo Congonhas	50610	29903	20707	40,9%	3	2136	1398	9,0	0.146
3-alto Congonhas	20123	16626	3497	17,4%	1	1057	768	8,6	0.051
4-PEMG/Tibagi	79955	56387	23568	29,5%	5	5733	3320	11,3	0.062
5-TI Apucarana	31967	31769	198	0,6%	1	5272	4883	24,2	0.005
Total	197954	142995	54959	27.8%	11	14758	10712	-	-

Tabela 11: Escalas de prioridade para conservação das zonas identificadas no norte do estado do Paraná. Números menores indicam maior prioridade. Área do bloco proposto para conservação, porcentagem de cobertura florestal e área núcleo e integridade maiores implicaram em maior prioridade. Porcentagem de área em conflito com zona de desenvolvimento e densidade de estradas maiores implicaram em menor prioridade.

Nome	área do bloco	cober- tura	núcleo	conflito	densidade de rodovias	integri- dade	escala final	Comentários
1-baixo Vermelho	5	5	4	5	4	4	5	Estratégia deve abranger toda a bacia do rio Vermelho, fragmentos grandes muito dispersos
2-baixo Congonhas	2	3	3	4	5	2	4	Dificuldade para estabelecer corredores em função de intersecção de estradas e fragmentos situados em sub-bacias diferentes
3-alto Congonhas	4	4	2	2	2	3	3	Área com baixa pressão de ocupação, mas que demanda atividades intensas de restauração. Cobertura florestal baixa.
4-PEMG/Tibagi	1	2	5	3	3	1	2	Muito alto valor para conservação, problemas com pressão de ocupação e intersecção de estradas devem ser atacados urgentemente
5-TI Apucarana	3	1	1	1	1	5	1	Alto valor para conservação, baixo custo de oportunidade para instalação de novas unidades de conservação. Problemas severos de degradação na TI Apucarana.

Capítulo 3: Estrutura espacial da paisagem e tipos estruturais de fragmentos florestais.

3.1 Introdução

Em uma paisagem fortemente fragmentada o estabelecimento de prioridades para conservação a partir do tamanho do fragmento pode ser eficaz em incluir os fragmentos com melhores condições em termos de composição de eco-unidades e proporção núcleo/borda, eventualmente dispensando o uso de critérios ligados à forma, como a relação perímetro/área (ver Capítulo 1). No entanto, o paradigma dos “maiores e melhores” ignora que fragmentos com tamanho pequeno e/ou forma irregular podem ter papéis funcionais importantes numa estratégia integrada de conservação. Estes papéis vão estar ligados à estrutura da paisagem, e podem ser associados a três funções básicas: ①-adicionar área de habitat a núcleos de conservação já existentes, ②-funcionar como elementos de ligação na paisagem e ③-servir como “ilhas” de biodiversidade, fornecendo propágulos de espécies nativas adaptadas a colonizar ambientes abertos e em processo de restauração.

Fragmentos de habitat de tamanho mediano podem ser inseridos em um sistema com núcleos formados por fragmentos grandes, ligados por habitat restaurado, aumentando assim a quantidade de área de núcleo (livre de efeitos de borda) e de habitat maduro no sistema (Noss & Cooperrider 1994).

Problemas relacionados com a fragmentação operam continuamente levando a uma degradação contínua de fragmentos pequenos, mas sua importância pode ser vista sob várias perspectivas. Fragmentos pequenos têm freqüentemente ressaltado o seu papel de elementos de ligação na paisagem (Tiebout & Anderson 1997, Moilanen &

Nieminen 2002), podendo funcionar como “trampolins” para organismos que façam uso da matriz (Lindenmayer et al 2002), atuando como fontes de propágulos ou de alimentos, ou locais de repouso ou nidificação. Grandes e médios fragmentos com forma alongada podem também funcionar como corredores, ligando diretamente outros fragmentos de habitat, embora os benefícios dos corredores sejam controversos (Beier & Noss 1998, Tiebout & Anderson 1997, Simberloff & Cox 1987).

Medidas de estrutura da paisagem podem ter utilidade limitada para monitorar fenômenos biológicos, se não houver um processo de validação (Noss 1999), mas determinadas medidas estruturais podem fornecer indicações úteis do valor para conservação.

Usando medidas simples de estrutura da paisagem, procurou-se identificar tipos estruturais de fragmentos, relacionados com o tamanho, a forma e o grau de conectividade dos fragmentos, como uma forma alternativa para auxiliar o estabelecimento de prioridades para conservação a partir do seu papel, efetivo ou potencial, na paisagem.

3.2 Área de Estudo

A área de estudo está localizada no norte do estado do Paraná, com altitudes variando entre 334, na borda da represa de Capivara (rio Paranapanema) e cerca de 800m nos divisores de águas (ver Capítulo 2 para uma descrição mais detalhada da região). Para avaliar a fragmentação florestal da região, foi utilizado um quadrante de imagem (222 076) de satélite LANDSAT 5 TM de novembro de 1998 (Figura 14).

Figura 14: Localização da área de estudo, indicada pela posição do quadrado escuro. A linha pontilhada indica o Trópico de Capricórnio.

3.3 Métodos

Um mapa de fragmentos florestais foi obtido através da classificação de um quadrante de imagem de satélite LANSAT-TM de Novembro de 1998 (ver Capítulo 1 para métodos de classificação). As medidas estruturais dos fragmentos foram obtidas utilizando o programa FRAGSTATS (McGarigal & Marks 1994).

A partir do banco de dados com as variáveis estruturais dos fragmentos foram realizadas análises visando explorar o grau de correlação entre as variáveis e portanto, o grau de sobreposição de informações. Foram selecionadas variáveis pertencentes a três grupos (tamanho, forma e conectividade) utilizadas para a definição de tipos estruturais de fragmentos, a partir de três tipos básicos: núcleos, elementos de ligação e pequenas ilhas de biodiversidade.

Uma chave dicotômica foi produzida para definir os tipos estruturais a partir de categorias discretas baseadas nas variáveis selecionadas. Critérios para conversão de cada variável contínua em três categorias discretas (pequeno, médio e grande) foram obtidos através de um processo iterativo, onde a redefinição de um critério era feita observando-se o resultado da chave para fragmentos escolhidos do mapa digital. Os intervalos para tamanho do fragmento foram obtidos dividindo-se aproximadamente 1 terço da área total para cada categoria, o que implica um certo nível de arbitrariedade, mas que permitiu adaptar o critério ao grau de fragmentação da paisagem em estudo e à escala. Os demais intervalos foram obtidos observando-se os mapas, procurando-se adaptar os intervalos para descrever os tipos predefinidos de fragmentos, quanto ao tamanho, forma, proporção de núcleo e grau de conexão. Para implementação dos critérios da chave foram efetuadas operações consecutivas com o uso de ferramentas do “Idrisi 32”, especialmente os módulos “Reclass” (reclassificação de atributos de elementos de um mapa digital) e “Overlay” (sobreposição de mapas com ou sem operações algébricas).

3.4 Resultados

As medidas estruturais selecionadas obtidas para a região estudada são mostradas na Tabela 12. As medidas diretas (área, perímetro, etc) apresentam grande variação, comparadas aos índices (RPA, IF, DF, IAN), que tem variação limitada, com exceção do índice de proximidade (IP). O comportamento das medidas quanto à faixa de variação deve diferir entre paisagens, o que tem influência sobre a determinação dos intervalos de classe para transformar medidas diretas e índices em categorias discretas.

As variáveis de tamanho e forma são, em geral, fortemente correlacionadas (Tabela 13). Embora a relação perímetro/área (RPA) tenha forte correlação negativa com o índice de área-núcleo (IAN), estas duas variáveis podem

trazer informações distintas. Fragmentos com alta RPA podem apresentar, em alguns casos, quantidade expressiva de núcleo, quando apresentam um “corpo” central com prolongamentos dendríticos (Capítulo 1).

Assim, procurou-se utilizar na definição dos tipos estruturais, além da área total do fragmento, o IAN e a RPA. Outras variáveis descritivas da forma, como o índice de forma e a dimensão fractal não foram utilizados, já que acrescentariam pouca informação e são de cálculo e interpretação mais difíceis, assim como o valor absoluto da área núcleo e o número de áreas nucleares no fragmento. As duas variáveis descritoras da conectividade analisadas (índice de proximidade –IP e distância do vizinho mais próximo –DVMP) foram consideradas complementares e ambas utilizadas.

As medidas empregadas no presente trabalho, de área (área total e proporção de núcleo), de forma (RPA) e de conectividade (distância do vizinho mais próximo e índice de proximidade) sugerem a existência de 5 tipos estruturais de fragmentos, dois deles admitindo subtipos, cuja identificação por uma chave dicotômica é apresentada a seguir.

Tabela 12: Valores observados para medidas estruturais de fragmentos florestais na região de Londrina (norte do Paraná). Área em ha, P-perímetro (em metros), RPA-relação perímetro/área (em metros.ha⁻¹), IF-índice de forma, DF-dimensão fractal, AN-área de núcleo (em ha), NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo (em %), DVMP-distância do vizinho mais próximo (em metros), IP-índice de proximidade (em ha.m⁻¹).

	Área	P	RPA	IF	DF	AN	NN	IAN	DVMP	IP
Mínimo	10,1	1.620,0	40,4	1,2	1,0	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0
Máximo	2.929,7	232.380,0	584,6	12,7	1,3	1.817,8	31,0	77,8	6.907,9	32.559,7
Média	42,4	7.219,1	240,7	2,9	1,2	14,3	1,7	15,8	522,3	189,0
Desvio	107,7	10244,2	95,3	1,2	0,06	65,0	2,0	17,1	671,2	1143,5

A base para a classificação é o tamanho do fragmento, seguido da relação perímetro/área, para acessar a forma, e do índice (ou porcentagem) de área núcleo, para acessar a presença de áreas livres de efeitos de borda e com mais chance de conterem

habitats íntegros. Em seguida, a posição do fragmento na paisagem é incorporada, através da distância do vizinho mais próximo e do índice de proximidade, para acessar o seu papel na conectividade.

Tabela 13: Coeficientes de correlação entre variáveis estruturais da paisagem da região de Londrina (norte do Paraná). Área-área total, P-perímetro, RPA-relação perímetro/área, IF-índice de forma, AN-área núcleo, , NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo, DVMP-distância do vizinho mais próximo, IP-índice de proximidade. *Significativo a $p < 0,01$. $n=1211$.

	Área	P	RPA	IF	DF	AN	NN	IAN	DVMP
P	0,900*	1,000							
RPA	-0,290*	-0,124*	1,000						
IF	0,374*	0,678*	0,457*	1,000					
DF	0,125*	0,394*	0,704*	0,907*	1,000				
AN	0,976*	0,790*	-0,306*	0,226*	0,019	1,000			
NN	0,679*	0,826*	-0,272*	0,521*	0,238*	0,538*	1,000		
IAN	0,412*	0,230*	-0,847*	-0,282*	-0,517*	0,445*	0,194*	1,000	
DVMP	-0,062	-0,129*	-0,126*	-0,235*	-0,259*	-0,032	-0,094*	0,099*	1,000
IP	0,020	0,041	0,018	0,064**	0,060	0,010	0,053	-0,016	-0,118*

Os intervalos para a conversão das variáveis estruturais contínuas em categorias discretas são mostrados na Tabela 14.

Tabela 14: Intervalos de variáveis estruturais de fragmentos florestais para a definição de critérios visando identificar tipos estruturais de fragmentos.

Variável	Símbolo	Unidade	Baixo	Médio	Alto
Área	A	Ha	Até 45	45-200	>200
Índice de proximidade	IP	Ha/m	Até 10	10-100	>100
Distância do vizinho mais próximo	DVMP	M	Até 100	100-500	>500
Relação perímetro/área	RPA	m/ha	Até 100	100-200	>200
Índice de área-núcleo	IAN	%	Até 25	25-50	>50

Chave para tipos estruturais de fragmentos de habitat (ver a Tabela 14 para símbolos e definição de critérios para as variáveis estruturais):

1a-Fragmentos médios e grandes	2
1b-Fragmentos pequenos	3
2a-RPA baixa ou média	4
2b-RPA alta	6
3a-Médio a alto IP, baixa a média DVMP	Trampolim
3b-Baixo IP ou médio IP e alta DVMP	Ilhota
4a- RPA média	5
4b- RPA baixa	7
5a- IAN baixo ou médio	6
5b- IAN alto	7
6a-DVMP baixa, IP médio ou alto	Corredor Potencial
6b-DVMP média IP baixo ou DVMP alta e IP médio	Corredor isolado
7a- Fragmento médio	Núcleo auxiliar
7b- Fragmento grande	Núcleo

A aplicação dos critérios da chave sobre o mapa de fragmentos da região de Londrina (Figura 15) mostrou que o método foi eficiente em agrupar os fragmentos médios e grandes e com forma mais compacta, que apresentam potencial para funcionar como núcleos, principais ou auxiliares, de unidades de conservação. Também foram evidenciados os fragmentos com forma alongada (corredores) ou compacta (trampolins), que apresentam papel de conexão na paisagem. No entanto, alguns problemas foram observados. Fragmentos pequenos (<45ha neste estudo) e com forma alongada não foram agrupados com outros corredores, de tamanho maior. Seria possível incluí-los como “corredores” utilizando como critério uma RPA mínima mais alta e IAN mais baixo, mas fragmentos muito pequenos e compactos seriam também selecionados. O critério para considerar os corredores como potenciais, usado também para separar os pequenos fragmentos isolados dos conectados mostrou limitações.

Grupos de fragmentos pequenos ou médios, isolados no contexto geral da paisagem foram agrupados como “corredores potenciais” ou como “trampolins”, dada a sua vizinhança (DVMP baixa e IP médio). Para solucionar o problema, o critério para o IP poderia ser aumentado.

Figura 15: Tipos estruturais de fragmentos florestais em uma porção da área de estudo (ver texto). Os números na grade indicam coordenadas em UTM, zona 22S, datum SAD 1969.

Também entre os fragmentos classificados como trampolins estão pequenos e médios fragmentos situados à margem de outros maiores, e que não estariam, efetivamente, funcionando como elo de ligação entre outras áreas. No entanto, estes fragmentos podem apresentar biota mais rica do que seria de se supor a partir do seu tamanho, sendo útil, portanto, separá-los funcionalmente de outros em situação de isolamento.

Como reflexo da fragmentação intensa observada na região (Capítulo 1), a metade dos 1211 fragmentos com 10ha ou mais foi considerada “ilhota”, ou seja, são fragmentos pequenos e isolados (Tabela 15), que somam 20% da área de floresta. Pouco mais de 30% dos fragmentos são trampolins (fragmentos pequenos próximos de fragmentos médios e grandes), somando 15% da área.

Tabela 15: Distribuição do número de fragmentos florestais e da sua área de acordo com tipos estruturais, na paisagem da região de Londrina, norte do estado do Paraná

tipologia	número	%	ha	%
trampolins	382	32%	7.920,81	15%
ilhotas	606	50%	11.504,7	22%
corredores potenciais	46	4%	4.593,51	9%
corredores isolados	35	3%	2.484,72	5%
núcleos auxiliares	109	9%	10.230,12	20%
núcleos principais	33	3%	14.567,58	28%
Total	1211	100%	51.301,44	100%

3.5 Discussão

As centenas de medidas estruturais das paisagens existentes podem ser reduzidas a basicamente três grupos, com alto grau de sobreposição interna (Botequilha-Leitão & Ahern 2002). Na ausência de exigências específicas, as medidas mais simples e de mais fácil interpretação devem ser utilizadas. Por trás do comportamento de muitas medidas de estrutura usadas para estudar paisagens estão parâmetros adotados que tem elevado impacto sobre o resultado. Por exemplo, a distância afetada pelos efeitos de borda, bastante variável com o tipo de habitat e percebida de modos diferentes por organismos diferentes (Laurance *et al.* 2001), é usada para o cálculo da proporção de núcleo nos fragmentos.

Medidas de conectividade são também bastante controversas. A distância do vizinho mais próximo tem uma aplicação bastante limitada (Moilanen & Nieminen 2002), mas é de cálculo e interpretação simples e pode ser usada em conjunto com outras medidas. Medidas que levam em consideração a área do fragmento-alvo e dos fragmentos no seu entorno, como o índice de proximidade, carregam informação de

melhor qualidade, mas a definição do “raio de busca” (distância a partir do fragmento-alvo dentro da qual a vizinhança é considerada no cálculo) não pode ser feita sem alguma arbitrariedade, já que a vagilidade das espécies difere bastante (Keitt et al .1997, Moilanen & Nieminen 2002).

A definição de critérios para considerar pequeno ou grande um fragmento de habitat depende de vários fatores, e a existência de populações com tamanho mínimo viável frequentemente é arrolada, embora apenas com áreas muito grandes (alguns milhares de km², Lovejoy 1983) seja possível ter populações viáveis para espécies raras. Em uma paisagem com elevado grau de redução e fragmentação de habitats mesmo as maiores áreas podem não ser suficientes para abrigar populações viáveis da maioria das espécies, e a priorização deve ocorrer tomando por base critérios secundários, como a fração dos habitats remanescentes que se deseja ou que é possível conservar.

Os critérios adotados para as outras medidas de estrutura da paisagem podem não ter, como o tamanho do fragmento, uma ligação direta com a viabilidade de populações, mas podem ser manipuladas de modo a colaborar, num processo de priorização, para a identificação das áreas mais importantes e com maior viabilidade para a manutenção da maior parte possível da biota, como pode ser feito através da seleção dos fragmentos com maior proporção de área núcleo (para garantir a maior área possível para organismos de habitat interior), ou com maior conexão possível (para aumentar a área disponível para espécies mais vageis e garantir um fluxo gênico mínimo). No entanto, tais critérios, assim como para o tamanho dos fragmentos, devem ser adaptados de modo a contemplar características dos tipos de habitat presentes, da estrutura da paisagem e do processo de priorização.

Fragmentos grandes, pouco afetados por efeitos de borda e, conseqüentemente, com alta proporção de eco-unidades de alta diversidade, podem ter um papel importante na constituição de unidades de conservação, podendo ser circundados por uma área tampão incluindo outros fragmentos e formas de uso do solo compatíveis com a conservação, referidos aqui como “núcleos”. Na paisagem estudada, estes fragmentos são cerca de 3% do total, mas somam 28% da área. Fragmentos com tamanho intermediário, com características insuficientes para figurar como núcleos principais podem ser incorporados como *núcleos auxiliares* em sistemas incluindo outros fragmentos-núcleo (Noss & Cooperrider 1994).

Alguns dos fragmentos selecionados como núcleos, de tamanho médio ou grande, podem ter alta relação perímetro/área, em função de apresentarem formato *dendrítico*, com a presença de extensões e prolongamentos com aspecto de corredores, mas mantendo um mínimo de área nuclear. Este tipo de fragmento pode, em função da presença destas extensões, ter um impacto proporcionalmente maior na conectividade do que fragmentos com forma *compacta* de tamanho equivalente. De outro modo, a presença dos dendritos e a conseqüente elevação da RPA seria considerada fator negativo, em função dos efeitos de borda. A área nuclear, nestes fragmentos, pode estar subdividida, separada por trechos de habitat “de borda” e, conseqüentemente, internamente fragmentado para espécies mais sensíveis (Figura 16).

Figura 16: Representação esquemática de zonas de borda (até 100m do exterior, em cinza) e núcleo (em preto) em fragmentos florestais. Notar a fragmentação interna das áreas de núcleo em fragmentos com forma irregular.

Fragmentos com tamanhos variáveis e formas alongadas configuram ainda um outro tipo funcional de fragmento, que difere dos “dendríticos” por apresentar área-núcleo ausente ou muito reduzida, chamados aqui de “corredores”. Estes fragmentos têm, assim, um papel importante na conectividade intrínseca, funcionando como “cordões” ligando a paisagem (Laurance & Laurance 1999), ainda que organismos diferentes tenham necessidades diferentes quanto à largura mínima do corredor (Lima & Gascon 1999) e quanto à distância máxima percorrida. Para vários elementos da biota, como para muitas aves, os corredores podem não funcionar, sendo portanto seletivos (Anjos 2001b). Quando estes fragmentos estão na vizinhança de outros remanescentes de habitat florestal, podendo funcionar efetivamente como corredores, diferem dos demais, isolados na paisagem, que apenas após uma eventual restauração e aumento de habitat poderiam ter algum papel na conectividade. Apesar de apresentarem área nuclear mínima ou ausente, podem ser usados como base para a constituição de corredores mais largos ou serem imersos em uma zona tampão, eliminando ou reduzindo a área de borda.

Pequenos fragmentos podem estar situados na vizinhança de outros, atuando como áreas intermediárias para organismos em migração ou deslocamento para pastoreio, funcionando, também, como elementos de ligação ou “stepping-stones” (Keitt *et al.* 1997), que chamamos aqui “trampolins”. Muitos dos fragmentos selecionados como trampolins são, na verdade, satélites de fragmentos maiores, não funcionando efetivamente como elementos de ligação com importância para a paisagem. Tais satélites podem funcionar ainda como “ralos”, recebendo migrantes dos habitats vizinhos, que experimentam alta taxa de mortalidade (Donovan *et al.* 1995). No entanto, sob uma perspectiva de conservação dos fragmentos maiores, os fragmentos menores na

vizinhança devem ser incorporados em zonas-tampão, podendo vir a funcionar como habitat sustentável (Noss & Cooperrider 1994, Noss 1999).

Outros pequenos fragmentos, isolados, podem funcionar como reservatórios de biodiversidade para ações de restauração local, já que mesmo apresentando condições desfavoráveis para a auto-manutenção e alta proporção de eco-unidades de baixa diversidade (Viana e Tabanez 1996), ainda podem conter maior diversidade e composição distinta dos modelos usados para restauração com espécies nativas. No entanto, não apresentam condições de ter um papel mais relevante num plano regional de conservação, com exceção daqueles que, após atividades de restauração em larga escala, venham a ser conectados ao restante dos habitats remanescentes na paisagem.

Capítulo 4: Prioridades para a conservação em um gradiente de urbanização

4.1 Introdução

Decisões sobre conservação em escala local frequentemente levam em consideração aspectos políticos, ou de custo de oportunidade, mas raramente incorporam informações sobre a biodiversidade e sobre ameaças à sua manutenção, como a fragmentação de habitats. As três maiores unidades de conservação da região de Londrina, os parques “Mata de São Francisco” e “Mata dos Godoy” (estaduais) e Parque Arthur Thomas (municipal), são exemplos deste tipo de situação, onde o contexto da paisagem, a estrutura espacial dos remanescentes de habitat natural e as informações disponíveis sobre a biota nativa não foram consideradas no processo de desenho e implementação. Para uma efetiva incorporação dessas informações ao processo de seleção e implementação de unidades de conservação e de projetos integrados de conservação e desenvolvimento (Noss & Cooperrider 1994, Noss 1999, Rothley 1999) é necessário articular informações ecológicas e sócio-econômicas obtidas em diversas escalas (Salafsky & Wollenberg 2000), e utilizar processos de priorização, para otimizar o emprego de recursos normalmente escassos (Wyant et al 1995, Noss 1999).

Existem iniciativas que incluem porções da Mata Atlântica como prioritárias para a conservação da biodiversidade em nível global (Myers et al 2000), e nacional (MMA 2002). Apesar de existirem áreas de alta e muito alta prioridade para conservação da biodiversidade na região norte do estado do Paraná (MMA 2002), não existem ações locais visando identificar oportunidades para a conservação.

A paisagem do complexo das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB), afluentes da margem esquerda do rio Tibagi, foi incluída, em uma análise da região de Londrina (Capítulo 2), entre sítios prioritários para a conservação. Apesar das indicações de alto valor para conservação baseada em informações sobre a biota nativa (Dias *et al.* 2002, MMA 2002, Torezan & Silveira 2002, Anjos 2001a, Silva & Soares-Silva 2000, Reis & Muller 1995), da existência da maior proporção de cobertura vegetal da região (Capítulo 1) e uma das mais importantes unidades de conservação do estado, a proximidade da zona urbana de Londrina e cidades vizinhas tem ocasionado fortes pressões sobre os remanescentes de habitat, de modo que é urgente a proposição e a implementação de métodos para compatibilizar o desenvolvimento local e a conservação da biodiversidade.

Utilizando informações sobre a estrutura da paisagem, hidrografia, impactos humanos e legislação ambiental, é proposta aqui uma estratégia integrada de conservação para o CATB, ordenando atividades de restauração de ecossistemas degradados, conservação e manejo de fragmentos florestais, criação de novas unidades de conservação e expansão das existentes, além da proposição de formas de uso do solo compatíveis com o entorno de unidades de conservação.

4.2 Área de Estudo

A área de estudo foi designada como “Complexo Apertados-Três Bocas” (CATB), em função de ser composta por um conjunto de pequenas drenagens relacionadas geograficamente (Figura 17). O ribeirão Três Bocas é um afluente do rio Tibagi, com uma distribuição assimétrica dos subafluentes e da área de drenagem, concentrados na margem esquerda. O subafluente situado mais ao norte é o ribeirão Cambezinho, que é separado da drenagem principal do Três Bocas pela sub-bacia do ribeirão Cafezal.

As sub-bacias assim distribuídas situam-se também em um gradiente de urbanização, que é completado com a bacia do ribeirão Apertados, situado na extremidade sul. O curso principal do Três Bocas, com exceção da área das nascentes, próximas à zona urbana de Arapongas, situa-se completamente em zona rural, desenvolvendo-se paralelo à bacia do ribeirão Apertados, que apresenta situação similar. Entre a foz do Três Bocas e a foz do Apertados corre um pequeno curso d'água, o ribeirão remanso. A sub-bacia do ribeirão Cambezinho pode ser considerada completamente urbanizada, com exceção do seu quarto final. A relação com as cidades de Londrina, Cambé, Rolândia e Arapongas, além de alguns pequenos vilarejos, dá ao complexo de sub-bacias uma grande importância. Toda uma gama de serviços ambientais está relacionada com a existência desses sistemas naturais, que apenas recentemente passaram a ser reconhecidos como fonte de tais benefícios.

4.3 Métodos

4.3.1 Sistema de informações geográficas

A posição de aglomerados urbanos e estradas (rodovias e estradas rurais perenes) da rede de drenagem e do contorno das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas, afluentes do rio Tibagi (Figura 17) foi obtida de cartas topográficas 1:50.000 (Brasil 1990, 1992, 1996). O georreferenciamento foi feito em arquivos digitais em formato matricial (raster) produzidos por um digitalizador (scanner) de tamanho grande, e o processo de digitalização das informações escolhidas foi feita com o programa "Cartalinx". Os arquivos vetoriais produzidos foram exportados para o programa "Idrisi 32", sobrepostos a uma imagem LANDSAT 7 ETM+ de fevereiro de 2002 e ajustados, quando necessário. Um mapa da distribuição da cobertura florestal foi obtido da classificação não supervisionada (rotina "Isocluster" do software "Idrisi 32", Eastman 1997) das bandas 3, 4 e 5 de uma imagem LANDSAT 5 TM de Novembro de 1998 (ver

Capítulo 1). A análise da fragmentação florestal foi feita através de estimativas de área total do fragmento (A_T), área de núcleo (A_N), índice (ou proporção) de área de núcleo (I_{AN}), relação perímetro/área (R_{PA}), distância do vizinho mais próximo (D_{VMP}) e índice de proximidade (I_P) utilizando o programa FRAGSTATS (McGarigal & Marks 1995), e algumas rotinas do IDRISI 32. Para análise da quantidade de borda foi utilizada uma distância padrão de 100m e para a estimativa do índice de proximidade foi estabelecido um raio de busca de 1000m (ver Capítulo 1).

Foram produzidos mapas de distâncias euclidianas de cursos hídricos, rodovias, zonas urbanas e de fragmentos florestais, utilizados nas análises subseqüentes. O mapa de estradas também foi usado para gerar um mapa de “blocos sem estradas” e para estimar a densidade de estradas em cada sub-bacia, utilizando o “Cartalinx”.

4.3.2 Avaliação da integridade biológica

Através de Avaliação Ecológica Rápida (ver capítulo 2), foram avaliados 20 fragmentos de habitat com tamanhos variando de 1,3 a 2900ha. Foram incluídos os maiores fragmentos da área de estudo (5), e procurou-se distribuir o mais uniformemente possível os demais em função do tamanho.

Um índice de integridade biológica (IB), baseado na AER foi composto através da média das notas atribuídas a cada medida, variando de 1 a 5. O IB foi usado para verificar a pertinência dos valores atribuídos de valor para conservação.

Figura 17: A - Localização da região norte do estado do Paraná (quadrado escuro). B - Bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (área sombreada). Linhas pontilhadas são rodovias pavimentadas, polígonos quadriculados são zonas urbanas (o maior ao centro, Londrina). As linhas da grade são coordenadas na projeção UTM zona 22S, datum SAD 1969.

4.3.3 Prioridades para Conservação

O estabelecimento de prioridades para a conservação dentro do CATB foi dividido em três etapas: I-diagnóstico e mapeamento, II-cruzamento de informações e III-simulações de intervenção. O mapeamento do valor para conservação da biodiversidade no CATB foi feito a partir de informações sobre a fragmentação florestal, sobre a relação com cursos hídricos e sobre a integridade biológica. Foram desenvolvidos dois tipos de critérios espaciais para o valor para conservação: a distância de fragmentos e de rios, para as áreas situadas na matriz (Tabela 16), e o tipo estrutural de fragmentos e a distância de rios, para os fragmentos de floresta remanescentes (Tabela 17). A distância de rios foi considerada relevante em função tanto do uso direto que parte da fauna faz da zona ripária, quanto pela inclusão de gradientes ambientais nas topossequências.

Tabela 16: Critérios espaciais para estimativas de valor para conservação de áreas situadas na matriz antrópica.

Variável / grau de valor	3-máximo*	2-médio*	1-mínimo*
Distância de fragmentos grandes**	Até 500m	500-1000m	>1000m
Operador	ou	ou	c
Distância de fragmentos em geral	Até 100m	100-500m	>500m
Operador	ou	ou	c
Distância de rios	Até 50m	50-100m	>100m

*ver texto para definições **com área igual ou maior que 100ha

Tabela 17: Critérios espaciais para estimativas de valor para conservação de fragmentos de habitat florestal

Variável / grau de valor	3-máximo*	2-médio*	1-mínimo*
Tipo de fragmento	núcleos	núcleos auxiliares, corredores, trampolins	corredores e fragmentos pequenos isolados
Operador	ou	ou	c
Distância de rios	até 50m	50-100m	>100m

A integração dos dois critérios num único mapa de valor para conservação foi feita somando-se 3 ao valor para conservação dos fragmentos, resultando numa escala de valor de 1 a 6.

Para mapear o custo de oportunidade, foram utilizadas a distância de estradas e zonas urbanas e de unidades de conservação e a legislação ambiental, resultando num índice variando de zero (menor custo, áreas com floresta atualmente) a 3 (maior custo de oportunidade, áreas próximas de estradas e aglomerados urbanos). O valor venal da terra não foi incluído nas análises em função da grande variação temporal e da relativa uniformidade na área de estudo, exceto pela relação com a infraestrutura, que foi incluída na análise (distância de estradas e cidades).

A prioridade para conservação foi estabelecida a partir do cruzamento das informações sobre valor para conservação e custo de oportunidade (Figura 18), de acordo a a fórmula:

$$\text{Prioridade}_{1-9} = (\text{Valor}_{1-6} + 3) - \text{Custo}_{0-3}$$

Onde “Prioridade” indica o mapa-índice final de prioridade para conservação, variando de 1 (prioridade mínima) a 9 (prioridade máxima), “Valor” indica o mapa de valor para conservação, variando de 1 (menor valor) a 6 (maior valor), e “Custo” indica o mapa de custo de oportunidade, variando de zero (menor custo) a 3 (custo maior).

Figura 18: Articulação dos critérios para a definição de prioridade para conservação em uma paisagem fragmentada

As simulações realizadas incluíram a restauração das áreas referidas pela legislação como de “preservação permanente”, o estabelecimento de corredores, com o menor custo de oportunidade possível, entre as áreas identificadas como de maior valor para conservação da biodiversidade. Foi selecionado um trecho do ribeirão Apertados, iniciado pouco a montante do Parque Estadual “Mata dos Godoy” e finalizado na sua foz, no rio Tibagi, onde foram feitas duas simulações de corredores ecológicos, uma com faixas de 300m a partir de cada margem do rio, e outra com faixas de 500m. Este trecho da bacia do Apertados tem os maiores fragmentos florestais da região. Com uma faixa de 300m de largura os cerca de 100m centrais ficarão, teoricamente, livres de efeitos de borda e com a faixa de 500m, obter-se-ia um núcleo de 300m de largura. Foram feitas simulações adicionais com ramificações do corredor em afluentes que drenam áreas próximas a grandes fragmentos, que ficaram separados do corredor principal.

4.4 Resultados

4.4.1 Fragmentação florestal

A cobertura florestal no CATB alcançou (em 1998) 14%, incluídas todas as formas de cobertura florestal (incluindo floresta madura, madura degradada e floresta secundária), valor maior que a média regional (Capítulo 1). Cerca de metade do total, situa-se na bacia do ribeirão Apertados (Tabela 18). As demais unidades do CATB, que são sub-bacias do ribeirão Três Bocas, apresentam menor cobertura florestal à medida que se aproximam da zona urbana de Londrina.

Assim, a estrutura da paisagem das sub-bacias do CATB mostra de maneira evidente o impacto da urbanização. No caso da sub-bacia do ribeirão Cambezinho, observa-se uma grande discrepância entre os três quartos superiores (totalmente urbanizados) e a extremidade final do curso do ribeirão, que já adentra a zona rural. Nesta última região localiza-se a maior parte da cobertura florestal da sub-bacia, incluindo, na região periférica da malha urbana, uma unidade de conservação, o Parque Arthur Thomas.

O processo de fragmentação gerou uma grande quantidade de fragmentos pequenos (cerca de 34% tem até 1ha e 88% tem até 10ha, Tabela 19), em geral com avançado processo de degradação, em parte relacionado com a fragmentação, já que mais de 90% dos fragmentos não tem núcleo algum, ou seja, não há área interior a mais de 100m do limite com o exterior.

Apenas um fragmento tem mais de 1000ha (cerca de 2900 ha), representando cerca de 23% da cobertura florestal e 47% da área de núcleo da paisagem. Este fragmento inclui uma unidade de conservação, o Parque Estadual Mata dos Godoy – PEMG, com 670ha.

Tabela 18: Dados sobre a cobertura florestal em 1998 no Complexo Apertados-Três Bocas (CATB; bacia do rio Tibagi, norte do Paraná) e nas sub-bacias componentes, nomeadas pelos ribeirões (Apertados, Três Bocas, Cafezal e Cambé). Sob a categoria matriz estão todas as formas de cobertura não-florestal. A categoria APP (áreas de preservação permanente) inclui apenas as faixas de proteção ao longo dos cursos d'água, de 30m, não incluindo, portanto, outras formas previstas pela legislação, como áreas com declive acentuado.

Categoria	CATB		Apertados		Três Bocas		Cafezal		Cambé	
Unidade	Hectares	%	Hectares	%	Hectares	%	Hectares	%	Hectares	%
Matriz	69,438,37	81	24,915,67	75	19,233,23	82	17,999,74	87	6,524	86
floresta fora de APP	10,703,37	12	5,771,69	17	2,736,65	12	1,520,81	7	569,31	8
floresta em APP	1,549,24	2	693,88	2	401,8	2	338,92	2	110,41	1
APP sem floresta	3,570,94	4	1,504,12	5	984,75	4	714,58	3	312,32	4
Rios	827,64	1	355,69	1	223,48	1	170,95	1	68,08	1
Total	86.089,56	100	33.241,05	100	23.579,91	100	20.745	100	7.584,12	100

Tabela 19: Classes de tamanho de fragmentos florestais nas bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB; bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), a partir de um mapa obtido da classificação de uma imagem LANDSAT 5 TM de novembro de 1998.

			área-			
Classes de tamanho*			Número de	% dos	núcleo em % da área-	
em ha	área em ha	% da área	fragmentos	fragmentos	ha	núcleo
0,09-0,99	127.34	1.04%	457	34.18%	0	0.00%
1,08-9,99	2206.39	18.01%	730	54.60%	3.49	0.11%
10,08-99,99	3440.07	28.08%	133	9.95%	331.34	10.78%
100,08-999,99	3606.12	29.43%	16	1.20%	1298.77	42.27%
1000,08 ou mais	2872.69	23.45%	1	0.07%	1438.73	46.83%
Total	12252.61	100.00%	1337	100.00%	3072.33	100.00%

*escala baseada no tamanho de um pixel (0,09ha)

4.4.2 Adequação à legislação

A maior parte (12 de 14%) da cobertura florestal existente está localizada fora das Áreas de Preservação Permanente (APP), configurando-se portanto como possíveis

áreas de reserva legal de propriedades rurais (Tabela 18). Uma pequena fração (pouco mais de 6% da cobertura florestal remanescente e menos de 1% da região) está formalmente protegida em unidades de conservação. Cerca de 70% da APP encontra-se sem cobertura florestal. Ressalte-se que estas estimativas dizem respeito apenas às formas de APP definidas na legislação para proteção de rios e nascentes. As áreas com declividade acima de 100% e o terço superior de morros com mais de 50m de altura e declividade superior a 30%, também considerados APP são raros nas sub-bacias do ribeirão Cambezinho e do ribeirão Cafezal, e em geral já estão cobertos por floresta.

Para que seja cumprida a legislação, levando a cobertura florestal fora da APP a atingir 20%, pouco mais de 6500ha deveriam ser restaurados no CATB (876ha na sub-bacia do Apertados). Para que toda a APP seja protegida pouco mais de 3500ha deverão ser restaurados.

4.4.3 Estradas e cobertura florestal

A cobertura florestal é maior em blocos sem estradas com maior área (Figura 19), embora alguns grandes blocos de área sem estradas tenham pouca cobertura. A proporção de área florestal também cresce a distâncias maiores de estradas (Figura 20).

A densidade de estradas no CATB é de cerca de 3,68 m.ha⁻¹, havendo maior concentração nas bacias dos ribeirões Cambezinho, Cafezal e Três Bocas. Removendo-se a zona urbana das análises (Figura 21), a quantidade remanescente de estradas na bacia do ribeirão Cambezinho decresce, embora ainda encontre-se em níveis superiores à bacia do Apertados, o que está provavelmente relacionado com o relevo movimentado da área não-urbana da bacia do Cambezinho. A alta densidade de estradas da bacia do ribeirão Remanso pode ser fruto da interação do seu reduzido tamanho com a interseção transversal por apenas duas estradas rurais.

Figura 19: Proporção (transformada no arco-seno da raiz quadrada) de cobertura florestal em blocos de área sem estradas (ver texto), na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná).

Figura 20: Proporção de cobertura florestal em classes de distância, sucessivamente maiores, de estradas perenes, pavimentadas ou não, na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná). A classe 1 vai de zero até imediatamente antes de 500m, seguindo-se as classes 2 a 6 com intervalo de 500m, até classe 7, que inclui distâncias maiores que 3.500m

Figura 21: Densidade de estradas perenes (pavimentadas ou não), na zona rural do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná).

Estradas em muitas situações cortam fragmentos e a principal unidade de conservação da região (PEMG) é cortada por uma estrada pavimentada, de tráfego local (de Londrina ao distrito de São Luís). Todos os cursos de água, e em consequência suas faixas de preservação permanente, sofrem intersecção por estradas, gerando perda de conectividade.

4.4.4 Integridade biológica

Apenas os itens iv, v e vi da AER (relativos ao interior dos fragmentos) foram utilizados na composição do índice. Os itens i, ii e iii (entorno, ameaças e evidências diretas de degradação) não foram usados na composição do índice em função da pequena variação observada nos fragmentos selecionados. O índice de integridade biológica (IB) variou de 1,5 a 4,4. A relação entre as variáveis analisadas mostrou, através de análise de componentes principais, um agrupamento de variáveis ligadas às espécies indicadoras utilizadas (Figura 22), com exceção de *E. edulis* (Palmitreiro), com variáveis de estrutura do ecossistema, nos eixos 1 e 2 (englobando 74,8% da variância).

Isto ocorre provavelmente porque, em locais onde os Palmeiros foram extraídos, pode não ter havido impacto físico relevante como ocorre na extração seletiva de madeira. A presença de capins, e de outras espécies exóticas foram fortemente separadas das demais variáveis, provavelmente em função de que estas espécies só foram observadas em fragmentos com um grau de degradação mais avançado, e a estrutura bastante comprometida.

Figura 22: Análise dos componentes principais (PCA) das variáveis utilizadas na avaliação ecológica rápida (AER). CAP - capins, CIP - cipós, ECO - eco-unidades, EPI - epífitas, EXO - exóticas, FIG - figueiras, MOR - árvores mortas, ORQ - orquídeas, PAL - Palmeiro, PER - Peroba-rosa. Os fatores 1 e 2 acumulam 74,8% da variância (ver texto).

O IB mostrou correlação com a área e com variáveis de estrutura ligadas à forma dos fragmentos. A correlação entre a distância do vizinho mais próximo (DVMP) e o IB, foi negativa ($r=-0,47$, $p<0,05$). Também negativa foi a correlação entre o IB e a RPA ($r=-0,74$, $p<0,01$). No entanto, coeficientes de determinação (r^2) significativos foram obtidos apenas entre IB e área, e IB e RPA (Tabela 20).

Tabela 20: Valores observados para coeficientes de correlação (r) e de determinação (r^2) entre medidas estruturais de fragmentos florestais e um índice de integridade biológica baseado em avaliação ecológica rápida (AER, ver texto), na região de Londrina (norte do Paraná). Área em ha, P-perímetro (em metros), RPA-relação perímetro/área (em metros.ha⁻¹), IF-índice de forma, DF-dimensão fractal, AN-área de núcleo (em ha), NN-número de núcleos, IAN-índice de área núcleo (em %), DVMP-distância do vizinho mais próximo (em metros), IP-índice de proximidade (em ha.m⁻¹).

variável	r		r^2	
I _{AN}	0,869679	*	0,756341	*
A _N	0,621419	*	0,386161	Ns
A _T	0,606939	*	0,368375	Ns
P	0,563969	*	0,318061	Ns
I _P	0,536391	*	0,287716	Ns
N _{AN}	0,531805	**	0,282816	Ns
I _F	0,476832	**	0,227369	Ns
DF	0,309561		0,095828	Ns
D _{VMP}	-0,47206	**	0,222845	Ns
R _{PA}	-0,73962	*	0,547035	*

4.4.5 Prioridade para Conservação

O mapa de valor para conservação (Figura 23), de modo geral realçou grandes fragmentos e áreas de preservação permanente às margens dos rios. Apenas 14% da área do CATB foi considerada como alto (6%) ou muito alto (8%) valor para conservação. Áreas com baixo ou muito baixo valor (32% e 43% respectivamente) ou sem valor para conservação (11%) somaram 86% da superfície do complexo. Áreas com valor intermediário (médio) têm cobertura desprezível (<1%).

O custo de oportunidade para conservação (figura) foi considerado baixo (18%) ou médio (4%) em 22% da superfície do CATB e em 78% o custo foi considerado alto ou muito alto (55 e 23% respectivamente). O relacionamento entre o valor e o custo (Tabela 21) mostra que 100% das áreas com valor para conservação alto ou muito alto teriam custo de oportunidade baixo (Tabela 21).

Tabela 21: Relacionamento espacial entre valor para conservação e custo de oportunidade no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e três Bocas (norte do Paraná). Valores em ha, índices de valor e custo em ordem direta. Ver texto para método de cálculo.

↓Valor / Custo→	0	1	2	3
1	30,71	11,36	4.996,28	4.143,01
2	159,49	66,45	24.859,13	11.560,06
3	2.660,39	2.939,7	17.815,91	4.330,08
4	1.103,47	0	0	0
5	4.954,27	0	0	0
6	6.459,1	0	0	0

Figura 23: Mapa de valor para conservação (ver texto para método de cálculo) no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB). Valor em ordem direta (0-menor e 6-maior valor para conservação).

Como resultado da distribuição do valor para conservação na paisagem do CATB, os maiores valores de prioridade para conservação estão concentrados em grandes fragmentos da bacia do ribeirão Apertados (Figura 24). Menos de 15% da área total do CATB tem prioridade “alta” (i.e., 7 ou superior) e cerca de 22% igual ou maior que de 5 (de média a alta prioridade).

Figura 24: Mapa de prioridade para conservação (ver texto para método de cálculo) no complexo das bacias dos ribeirões Apertados e Três Bocas (CATB). Valor em ordem direta (1-menor e 9-maior prioridade para conservação). As linhas da grade são coordenadas na projeção UTM zona 22S, datum SAD 1969.

4.4.6 Simulações

A restauração das APP, restrita a faixas de 30m em cada margem dos ribeirões e cursos de água menores na área de estudo, contribuiria para um aumento de 30% na cobertura florestal total, de 45% nas áreas de borda (i.e. a menos de 100m do exterior do fragmento), mas de apenas 3% nas áreas de núcleo, com o critério adotado neste trabalho para discriminar áreas de “borda” e “núcleo”, já que as faixas de PP em geral não podem ter habitat a mais de 100m do limite com o exterior (Figura 25).

A restauração das APP também tem um impacto discreto na conectividade. Com a simulação da restauração de toda a APP no CATB (Figura 26), a distância média do vizinho mais próximo oscilou de 81,1 para 97,6m, como resultado da coalescência de fragmentos próximos, que contribuíam para redução da média. Já o Índice de Proximidade médio, considerando-se a cobertura florestal de maneira homogênea

(desprezando-se a distinção entre bordas e núcleos), apresentou um aumento considerável, de mais de 20 vezes o valor anterior à restauração completa das APP, o que pode ser explicado pela criação de três grandes fragmentos formados pelas APP das três redes de drenagem independentes (Apertados, Três Bocas e Remanso, uma pequena drenagem situada entre a foz do ribeirão Apertados e a foz do Três Bocas no rio Tibagi) e fragmentos próximos ou dentro das mesmas. O número total de fragmentos caiu de 1337 para 460, mostrando que mais de 800 fragmentos foram “capturados” e interconectados na malha das APP. Considerando-se apenas os núcleos, no entanto, o impacto no índice de proximidade foi bem menor do que para toda a cobertura florestal, mas ainda significativo, de cerca de 60% a mais em relação à situação atual, pré-restauração, assim como a distância média do núcleo vizinho mais próximo oscilou apenas de 534 para 518 metros.

O corredor único de 300m acrescentaria 3% e o de 500m, 4%, da área do CATB em cobertura florestal (7 e 11% respectivamente da área da bacia do Apertados). O aumento na área de núcleo total foi da ordem de 145% (faixa de 300m) e 200% (faixa de 500m), com uma redução de 10 e 13%, respectivamente, no número de áreas-núcleo, por coalescência. O impacto da instalação dos corredores, sem ramificações laterais, na distância média do vizinho mais próximo é medíocre considerando ou não a qualidade da cobertura florestal (i.e. a distinção entre bordas e núcleos). No entanto, o índice de proximidade sofreu um aumento de 30 % (faixa de 300m) a 35% (faixa de 500m), sem considerar bordas e núcleos. Considerando apenas os núcleos, houve um aumento do índice de proximidade de quase 3 vezes (faixa de 300m) a mais de 6 vezes (faixa de 500m). Com o acréscimo de ramificações laterais, conectando os três maiores fragmentos das imediações que não foram conectados pelo corredor único (Figura 26), no contexto da adoção concomitante da faixa de 300m no ribeirão Apertados e

restauração de toda a APP atualmente descoberta, há um acréscimo de 2% na cobertura florestal (igualando o cenário com a faixa de 500m no ribeirão Apertados) e um aumento de quase 8% no índice de proximidade, embora a distância média do vizinho mais próximo tenha se mantido a mesma.

Figura 25: Representação esquemática, simulando um corte transversal em um curso hídrico e suas faixas de preservação permanente, considerando os critérios da legislação brasileira em A (Código Florestal, Lei 4771/1965) e uma situação idealizada em B, visando a existência de um terço central de área livre de efeitos de borda (ver texto).

Figura 26: Fragmentos florestais no Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), juntamente com áreas a serem restauradas, segundo a legislação (áreas de preservação permanente –PP, ver texto) e áreas propostas para corredores biológicos ao longo do ribeirão Apertados.

A subtração das estradas, na forma de faixas de 100m de largura incluindo o leito, dos mapas de cobertura florestal atual e das simulações, não mostrou impacto na maioria dos parâmetros estruturais da paisagem, com exceção do Índice de Proximidade. Neste parâmetro, o aumento observado nas simulações (restauração de APP's, estabelecimento de corredores) foi praticamente anulado com a subtração das estradas e respectivas faixas de influência (Figura 27).

Figura 27: Variação do índice de proximidade médio, para um raio de busca de 1000m, na paisagem do Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná), em diferentes simulações. At-Cobertura florestal atual, At+PP- Cobertura florestal atual mais restauração da área de Preservação Permanente, C300-Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 300m de largura (ver texto). C500- Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 500m de largura (ver texto), C300+- Estabelecimento de um corredor no ribeirão Apertados com 300m de largura mais corredores adicionais (ver texto). Siglas precedidas de E equivalem ao produto da simulação correspondente com remoção das faixas de estradas.

Nas simulações, a incorporação das estradas também limita os benefícios do estabelecimento dos corredores propostos. Além da já citada intersecção do PEMG pela estrada Londrina - São Luís (Figura 28), o desenvolvimento do corredor em direção leste, onde estão situados grandes fragmentos e a foz, no rio Tibagi, sofreria a intersecção na rodovia PR445 (Londrina-Mauá), e na rodovia Londrina-Maravilha. No

caso a PR445, rodovia de tráfego intenso e pesado, com importância regional, as dificuldades para compatibilizar a via de tráfego com o corredor biológico são imensas, já que a remoção da rodovia é impossível, e obras de engenharia deveriam dar conta da viabilização do corredor.

Figura 28: Interação entre fragmentos florestais, estradas locais (pavimentadas ou não) e de tráfego regional e medidas propostas de conservação no Complexo Apertados-Três Bocas (bacia do rio Tibagi, norte do Paraná). Os círculos em linha branca indicam os pontos mais críticos, com círculos maiores indicando pontos com maior dificuldade (maior tráfego, maior importância sócio-econômica, dificuldades para obter alternativas). O círculo da esquerda indica o local onde a PR445 (Londrina-São Luís) corta o Parque Estadual "Mata dos Godoy". O círculo maior ao centro indica a transposição da PR445 sobre o ribeirão Apertados, e conseqüentemente sobre o corredor proposto ao longo daquele ribeirão. Os dois círculos menores indicam transposição de estradas rurais.

4.5 Discussão

4.5.1 Fragmentação florestal e valor para conservação

A despeito da cobertura florestal no CATB ter atingido, segundo a análise aqui realizada, uma proporção relativamente alta, comparada a referências concernentes ao bioma da Floresta Atlântica como um todo, ao estado do Paraná (Viana & Tabanez 1996), e mesmo à região de Londrina (Capítulo 2), ver também Rodrigues 1993), boa parte dos fragmentos florestais da região estão degradados ou em processo de

degradação. Entre as causas, o processo de fragmentação e os efeitos de borda, que comprometem 75% da cobertura florestal, e a extração seletiva de madeira. Este fato implica em uma limitação do valor para conservação destes fragmentos, uma vez que perdas significativas da biota original já devem ter ocorrido. No entanto, os remanescentes de habitat, mesmo degradados, emergem como os únicos repositórios não-difusos da biota, i.e. excluindo populações de espécies nativas adaptadas a utilizar a matriz antrópica. Assim, o valor relativo para conservação, dos fragmentos florestais, no contexto da paisagem fragmentada da Floresta Atlântica, seria proporcional ao que retém da biota atual, e não à biota original. Este contexto apresenta, portanto, implicações epistemológicas importantes para a conservação, já que isto implica discutir a representatividade ou a relevância da biota nos fragmentos de habitat dentro do conjunto da biota remanescente para o bioma, e não de uma intangível (e desconhecida) biota original.

4.5.2 Adequação à legislação

A proporção de cobertura florestal do CATB, ainda que possa ser considerada alta em vários contextos, não atinge o patamar previsto pela legislação brasileira. As propriedades rurais devem conservar 20% da área em “cobertura nativa”, a título de “Reserva Legal” (RL), o que não inclui áreas ditas de “Preservação Permanente” (PP). Somadas, as duas figuras legais não podem comprometer mais do que 80% da área das propriedades rurais na Amazônia Legal, 50% no restante do País e 25% em pequenas propriedades rurais, segundo a MP 2.166-67/2001. No CATB há necessidade de se proteger efetivamente os cursos hídricos, a forma mais comum de PP (70% estão descobertas), o que tem óbvias implicações para a manutenção dos serviços ambientais mais importantes, como a produção de água para consumo humano, mas pode apresentar impacto reduzido na conservação da biodiversidade como um todo. Há

também demanda legal para que seja reposta a cobertura florestal de modo a atingir os 20% de RL, o que pode contribuir para recriar habitat em condições ecológicamente favoráveis para a conservação, apesar das limitações da RL como recurso para conservação isoladamente. Estas limitações dizem respeito principalmente à possibilidade de exploração econômica, com atividades extrativistas. Assim, as RL poderiam ser entendidas como o complemento ideal de unidades de conservação de uso indireto, figurando como zonas de uso leve, ou seja, onde predominam atividades cujo impacto ambiental é leve, não incluindo, por exemplo, tráfego constante de máquinas e veículos, aplicação de pesticidas, revolvimento do solo, etc.

4.5.3 Estradas e cobertura florestal

A largura de faixa usada para representar as estradas e respectivas áreas de influência (50+50m), embora seja adequada para algumas estradas rurais aonde a floresta vai até as suas margens, é claramente subestimada para representar rodovias de tráfego regional. Ali, além da banda de rodagem e das faixas de domínio, mantidas pelos administradores das rodovias, é necessário considerar que ocorrem efeitos de borda a partir dos limites do fragmento de floresta atingido, de 100m no padrão adotado neste estudo.

As estradas constituem um dos mais sérios problemas para a conservação, em função do seu impacto para a conectividade direta (seccionando corredores) e para a dinâmica das metapopulações (impedindo ou dificultando o trânsito de organismos capazes de usar a matriz; Develey & Stouffer 2001, Goosen 1997). A maior parte das estradas com maior impacto são também social e economicamente importantes, o pode implicar maior dificuldade para mitigação (Strittholt & Dellasala 2001).

Passagens subterrâneas tem valor limitado, mesmo para os grandes vertebrados para os quais foram projetadas (Goosen 1997, Clevenger *et al.* 2002). Situações em que

a estrada, e não a biota, fosse conduzida a um túnel poderiam ser consideradas ideais, a despeito do custo alto. Na superfície seriam constituídos corredores, com maior chance do que os passadouros de beneficiar grupos como pequenas aves de interior de floresta (Develey & Stouffer 2001).

4.5.4 Integridade biológica

Os resultados da análise de componentes principais mostraram que algumas das medidas utilizadas são antes indicadoras de “degradação” do que de integridade, como a presença de espécies exóticas em geral e de capins, que foram observadas apenas em fragmentos muito degradados. Por outro lado, a presença de palmiteiros (*E. edulis*), seria considerada um indicador de integridade alta, em função da importância desta espécie para alimentação da fauna (Zimmermann 1991, Reis & Kageyama 2000). No entanto a ocorrência do palmiteiro nos fragmentos está pouco correlacionada com as demais medidas em função da peculiaridade da sua extração seletiva, que provoca impacto direto restrito às populações da espécie, com pouco ou nenhum impacto sobre a estrutura da comunidade, como ocorre na extração seletiva convencional de madeira. Assim, fragmentos relativamente íntegros podem não apresentar a espécie.

A avaliação ecológica rápida (AER) pode ser um instrumento eficiente para acessar a integridade biótica dos fragmentos avaliados, o que é coerente com a consistência apresentada pelo conjunto de medidas utilizadas e pela correlação observada com a estrutura da paisagem, embora uma validação completa só seja possível com a comparação dos dados da AER com dados oriundos de inventários extensivos, especialmente de Aves e vegetais.

No entanto, dado o grande número de fragmentos, é inviável a realização de inventários biológicos, e o objetivo da AER de obter e analisar rapidamente informação sobre habitats pouco estudados (Stork & Samways et al 1995) pode ser adequado ao

contexto de habitats fragmentados em processo contínuo de degradação. O custo e a facilidade da obtenção dos dados, em fragmentos florestais sob domínio privado, é um fator importante. Muitos proprietários, apesar de permitirem uma visita, raramente concordam com a realização de um trabalho que envolva várias visitas, sem que seja feito um cuidadoso trabalho de comunicação social, o que aumentaria bastante o prazo e o custo de conclusão.

4.5.5 Prioridade para Conservação

A despeito de o alto grau de redução e fragmentação de habitat florestal na região norte do Paraná (o que na verdade é a regra para praticamente todo o Sul e o Sudeste do Brasil), é preciso estabelecer prioridades para a conservação dos fragmentos remanescentes rapidamente. A existência de poucos remanescentes evidentemente faz com que todo e qualquer fragmento de habitat tenha *algum* valor para a conservação, mas os impactos antrópicos, bem como os efeitos de borda, tem uma ação contínua, e portanto é necessário, diante de tempo e recursos limitados, decidir sobre quais fragmentos a ação conservacionista deve, num primeiro momento, ser concentrada.

A proporção mínima da paisagem destinada à conservação é objeto de controvérsia, variando de 4,6 a 50% de uma região (Noss & Cooperrider 1994). As áreas de PP e a Reserva Legal, com a já citada limitação de comprometimento das propriedades rurais, não podem ser consideradas como estratégia principal, mas complementar, de conservação. A rigor, as áreas de RL podem ser exploradas economicamente, embora com limitações. Assim, as RL podem ser encaradas como unidades de conservação de uso direto e domínio privado, e devem ser preferencialmente alocadas no entorno de unidades de conservação de uso indireto, sejam áreas, privadas, de preservação permanente, definidas pela situação fisiográfica (rios, encostas), reservas particulares do patrimônio natural ou de Parques e Reservas

sob domínio público. As RL assim podem atuar como zonas-tampão isolando áreas de uso intenso, como agricultura intensiva e áreas urbanizadas, das áreas de conservação *strictu sensu*, num contexto de Módulos de Uso Múltiplo (MUM's, Noss & Cooperrider 1994).

Como obstáculo a estas possibilidades estratégicas está a falta de previsão, na legislação, de mecanismos de controle das Reservas Legais (seja para manutenção, seja para reposição) em que o contexto da paisagem e as perspectivas para a conservação da biodiversidade sejam considerados. O que se vê é a aplicação da legislação sobre a propriedade rural, isolada do seu contexto espacial.

No CATB, para 15% da superfície foi atribuído alto ou muito alto valor para conservação (mapa de valor). Dentro do contexto dos módulos de uso múltiplo e da existência de apenas 0,88% do CATB formalmente protegido em unidades de conservação de uso indireto e domínio público, é necessário considerar estas áreas como candidatas para a criação de novas unidades de conservação deste tipo. Os 15% não podem ser considerados excessivos se comparados com outros contextos regionais, como na Amazônia (MMA 2002) e em outros países (Noss & Cooperrider 1994).

A “prioridade para conservação” de áreas situadas na matriz agrícola significa na realidade, prioridade para restauração, indicando locais onde a recriação de habitat vai influenciar positivamente a estrutura geral da paisagem e colaborar para a conservação de fragmentos de habitat remanescentes em particular, funcionando como zona-tampão ou ligando fragmentos.

Deste modo, estas áreas devem ser restauradas em função da sua importância para expandir e/ou atuar como zonas-tampão de fragmentos de habitat remanescente, ou para proteger locais importantes para serviços ambientais ou biologicamente sensíveis, como margens de rios. Neste último caso, o valor relativo

destas áreas para funcionar como corredores para a biota nativa terrestre é baixo, já que na maioria das situações, a PP nas margens de rios consistiria de duas faixas de 30m, completamente sujeita a efeitos de borda mesmo sob parâmetros bastante conservadores. No entanto, o seu impacto sobre a qualidade ambiental e, conseqüentemente, sobre a biota aquática, é bastante significativo.

A restauração do entorno dos fragmentos florestais, que seria feita a propósito, na maioria dos casos, de cumprir a legislação e atingir os 20% de RL, pode ao funcionar como zona-tampão, converter áreas sujeitas a efeitos de borda em áreas de “núcleo”. Para a maioria dos fragmentos isto significaria passar de uma situação onde toda a área está sujeita a efeitos de borda para uma situação em que pode haver alguma área protegida, dita de “núcleo”. No entanto, esta possibilidade não pode ser vislumbrada sem considerar que as perdas já observadas na biota nativa em função da fragmentação até então podem não ser, e na maioria dos casos não seriam revertidas. Ainda, os “núcleos” assim formados, ainda que possam configurar habitat adequado para elementos da biota sensíveis aos efeitos de borda, poderão permanecer desocupados em função do isolamento desses núcleos, tanto em termos de conectividade da paisagem com um todo como das possibilidades de ligação entre núcleos de um mesmo fragmento, o que pode ser considerado como fragmentação interna. Assim, este processo de utilização dos déficits de RL para criação de zonas tampão com plantios de bordadura, a despeito dos óbvios ganhos ambientais, teria efeito reduzido se o planejamento não for alçado para a escala da paisagem, permanecendo restrita à escala da propriedade rural.

4.5.6 Simulações

Ainda que o valor ecológico dos corredores possa ser objeto de controvérsias (Simberloff & Cox 1987, Beier & Noss 1998, Haddad *et al.* 2003), já que podem trazer

tanto prejuízos quanto benefícios, a utilização de corredores é, em alguns casos, a única maneira viável de prover um aumento da conectividade para elementos da biota incapazes de utilizar a matriz, sejam animais (Machtans *et al.* 1996, Lima & Gascon 1999) ou plantas (Kirchner *et al.* 2002), em especial nos casos em que esta é dominada por usos agressivos como agricultura intensiva. É preciso discriminar, no entanto, aquelas situações em que os corredores *serão instalados* através de restauração em uma paisagem caracterizada por *uso intensivo e estável da matriz*, o que é fundamentalmente diferente de *deixar corredores intactos* em paisagens sendo colonizadas ou *deixar de manejar áreas para formar corredores* em paisagens onde ocorre impacto rotativo (paisagens sujeitas à agricultura nômade ou a manejo florestal com corte alternado em talhões).

Uma série de cuidados deve ser tomada para aumentar a qualidade do habitat no corredor, que, aliada ao manejo constante necessário em muitos casos, pode reduzir riscos e aumentar benefícios dos corredores (Beier & Noss 1998). Uma preocupação inicial é a de que os corredores devem conter áreas livres de efeitos de borda, o que implica que uma largura mínima, à vista de que seu formato será sempre linear, deve ser respeitada. Ou seja, o corredor deve ser considerado *habitat* para as espécies para as quais se pretende que ele funcione (Simberloff & Cox 1987). Apesar de corredores estreitos, como são as faixas de floresta ripária, poderem funcionar como habitat para espécies de vertebrados pequenos (Lima & Gascon 1999), em geral tais corredores são ocupados por espécies generalistas ou espécies de interior mas migrantes (Warkentin *et al.* 1995). Na proposta formulada para o CATB, a utilização das faixas de PP como guia para a instalação dos corredores obedeceu a duas premissas: reduzir os custos com eventuais aquisições de terra e garantir que micro-habitats biologicamente importantes estivessem encerrados no corredor, como os ambientes ribeirinhos. Esta decisão

implica, no entanto, que uma borda, ao menos em termos microclimáticos, seja criada no meio do corredor (ver Figura 25), o que aumenta a largura total da faixa necessária para criar habitat teoricamente livre de efeitos de borda (i.e. a mais de 100m dos limites do ecossistema florestal com a matriz agrícola), e conseqüentemente o custo de implantação, ainda que a implantação de um corredor de 300+300m implique em um acréscimo de apenas 3% na área florestal do complexo de bacias hidrográficas analisado. No entanto, parte dos efeitos de borda em galerias florestais fragmentadas há bastante tempo podem ser menos intensos, em função de acomodações na estrutura da vegetação (Kelman et al 1996).

Os mecanismos legais disponíveis no Brasil para a conservação da biodiversidade podem ser suficientes, se houver uma coordenação em termos de políticas públicas (Wolff 2000, Machado 2000). As áreas de reserva legal, que devem ser instaladas por propriedades rurais dispersas pela paisagem, podem ser agrupadas para desempenhar um papel na conservação. Uma iniciativa, não planejada para a conservação, mas para minimizar o impacto econômico do reflorestamento em propriedades voltadas para agricultura intensiva, foi criada com a MP2166-67-2001, que permite a implantação da reserva legal fora da propriedade, mas dentro da mesma bacia hidrográfica, em geral em terras de valor venal baixo, adquiridas para esse fim.

Para a constituição de corredores no CATB, e para a expansão e proteção dos fragmentos com maior valor para conservação, mecanismos para captar déficits de RL de propriedades dentro do CATB, mas de baixo valor para conservação poderiam ser criados. Estes mecanismos, que devem ser mecanismos de políticas públicas por excelência, podem partir da declaração das áreas de alto valor para conservação como áreas de interesse público. A criação de uma área de proteção ambiental (APA) pode funcionar também para minimizar o impacto financeiro da especulação imobiliária na

implantação de unidades de conservação, facilitando tanto a aquisição de terras pelo Estado quanto por proprietários rurais com déficits de RL e que almejam utilizar o mecanismo da MP2166-67 2001.

Tais mecanismos, no entanto, só podem ser implantados por uma agência pública legitimada junto aos diversos atores no contexto da conservação e do manejo da paisagem.

Considerações finais

A redução e a fragmentação dos ecossistemas originais da Mata Atlântica ocorreram de maneira intensa, e a situação atual não deixa dúvidas quanto à necessidade de mobilização de recursos tecnológicos, econômicos e sociais em uma base adequada. Os ciclos econômicos têm mantido os padrões de degradação continuada independentemente da característica circunstancial ser depressão ou crescimento. Das óbvias limitações econômicas observadas nos momentos de crise, quando investimentos, em especial aqueles considerados de “longo prazo” como os ambientais, são cortados, até aos momentos de euforia em que as ações ambientais é que passam a ser vistas como limitadoras do crescimento econômico. Aceitas como pertinentes estas considerações, deve-se reconhecer que é necessário incorporar as questões ambientais em todos os aspectos da vida econômica e social, efetivamente, e não apenas como retórica. Há que se prever recursos para a mitigação dos danos acumulados, com tanta prioridade quanto a que se atribui aos serviços ambientais que ora deixam de ser prestados pelos ecossistemas destruídos.

A priorização das ações de conservação, cuja maior justificativa reside na escassez dos recursos para tal fim, não pode ser tomada como um reconhecimento de que os recursos devam necessariamente ser escassos.

Agricultores, fortemente prejudicados por juros altos e políticas agrícolas inócuas ou mesmo ruins, queixam-se quando são chamados a contribuir, cumprindo a legislação. O Estado, em geral, tem reconhecido a penúria com o relaxamento das exigências ambientais previstas na legislação há quase 40 anos.

No setor público, onde as verbas para ações de importância social inquestionável como escolas e hospitais migram para o pagamento de juros da dívida, é tabu falar a respeito de aquisição de novas áreas para conservação. A figura das unidades de conservação de uso direto e domínio privado, como a reserva particular de patrimônio natural (RPPN), é arrolada como a solução central, e não como estratégia complementar, o que configura distorção grave. Os formuladores de políticas públicas são levados a considerar um despropósito os investimentos em novas terras públicas para conservação.

Nesse contexto sombrio, estudos sobre o valor para conservação da biodiversidade e estratégias de priorização de áreas poderiam cair no vazio. Por mais que o reconhecimento de priorizar implique em um reconhecimento do cenário de escassez, há um limite em que as ações, de tão tímidas, tornar-se-iam inócuas. Mas há motivos, neste cenário pessimista, para considerar promissores mecanismos e fenômenos sociais novos.

Ainda que os proprietários em geral queixam-se de uma suposta severidade das exigências da legislação ambiental, há um maior interesse em restauração, que pode ser evidenciado no aumento da procura pelos órgãos tradicionais do setor (a procura por mudas no viveiro de mudas da UEL, por exemplo, aumentou 150% em dois anos), e da criação de novos empreendimentos. Adicionalmente, as fontes e os mecanismos de financiamento para conservação e restauração tem aumentado, em especial em função da ação de organizações não-governamentais, do ministério público, da lei de crimes ambientais e do investimento ambiental voltado para o “marketing” por parte das empresas. Sendo assim, o aumento do interesse público e conseqüentemente do volume de recursos disponíveis podem gerar ganhos ambientais efetivos, se adequadamente catalisados. O papel de catalisação pode ser desempenhado por projetos e planos de

conservação de escala regional, centrados em bacias hidrográficas, onde oportunidades sucessivas de dispêndio de recursos podem resultar em sinergia e maior chance de sucesso. Os ensaios de diagnóstico, valoração e priorização para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, apresentados neste estudo foram produzidos sob este contexto, onde é necessário prover que os métodos e informações apresentem facilidade para obtenção, manipulação, comunicação e aplicação.

Referências

- Anjos, L. 2001a. Bird communities of five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27.
- Anjos, L. 2001a. Comunidades de Aves florestais: Implicações na conservação. *In*: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C & A.L. Roos. *Ornitologia e Conservação: Da Ciência às Estratégias*. Tubarão-SC, Editora Unisul, p. 17-38.
- Bawa, K.S. & M. Gadgil 1997. Ecosystem services in subsistence economies and conservation of biodiversity. *In* Daily, G.C (ed.). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, Island Press, p. 295-310.
- Beier, P., & R.F. Noss 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252
- Beier, P., Van Drielen, M. & B.O.Kankan 2002. Avifaunal collapse in west African forest fragments. *Conservation Biology* 16(4): 1097-1111
- Botequilha Leitão, A. & J. Ahern 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59: 65-93.
- Brasil – IBGE 1990. Região sul do Brasil, Folha Arapongas 1:50.000.
- Brasil – IBGE 1992. Região sul do Brasil, Folha Tamarana 1:50.000.
- Brasil – Ministério do Exército, Diretoria de Serviço Geográfico 1996. Região sul do Brasil, Folha Londrina 1:50.000.

- Calicot, J.B., Crowder, L.B. & K. Munford 1998. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13(1): 22-35.
- Carr, L.W. & L. Fahrig 2000. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15(4): 1071-1078
- Chansheng H., Malcolmb S.B., Dahlberge K.A. & Bojie Fud 2000. A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. *Landscape and Urban Planning* 49: 25-34
- Clevenger, A.P, Wierzchowski, J., Chruszcz, B. & K. Gunson 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16(2): 503-514
- Cochrane, M.A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology* 15(6): 1515-1521
- Collingan Y.C. & B. Huntley 2000. Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications* 10(1): 131-144
- Daily, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? In Daily, G.C. (ed.) *Ecosystem services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, Island Press, p. 1-10.
- Dean, W. 1995. *With broadax and firebrand – the destruction of the Brazilian Atlantic forest*. Berkeley, University of California Press, 482p.
- Develey, P.F. & P.C. Stouffer 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15(5): 1416-1422.

- Dias, M.C., Vieira, A.O.S. e M.R.C. Paiva 2002. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta. A bacia do rio Tibagi. Londrina-PR, edição dos editores. p. 109-124
- Donovan, T.M., Lamberson, R.H., Kimber, A., Thompson III, F.R. & J. Faaborg 1995. Modeling the effects of habitat fragmentation on source and sink demography of neotropical migrant birds. *Conservation Biology* 9(6): 1396-1407
- Drechsler, M. & C. Wissel 1998. Trade-offs between local and regional scale management of metapopulations. *Biological Conservation* 83(1): 31-41.
- Eastman, J.R. 1997. Idrisi for windows user's guide rev. 5. Clark University, Worcester, p. 9-10 - 9-19.
- Foody, G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing and Environment* 80: 185-201.
- Goosen, M. 1997. Internal fragmentation: The effects of roads, highways and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. (eds). *Tropical forest remnants.*, Chicago University Press, Chicago, 241-255
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. & T. Spira 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3): 609-615.
- Hector, T.S., Carr, M.H. & P.D. Zwick 1999. Identifying a linked reserve system using a landscape approach: the Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000

- Kageyama, P.Y., Santarelli, E., Gandara, F.A., Gonçalves, J.C., Simionato, J.L., Antiqueira, L.R. & W.L. Geres 1994, Revegetação de áreas degradadas: Modelos de consorciação com alta diversidade. Anais, I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba, FUPEF, pp. 569-576
- Kalkhoven, J.T.R. 1993 Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. in Bunce, R. G. H., Ryszkowski, L. & M. G. Paoletti Landscape Ecology and Agroecosystems. Lewis Pub., Boca Raton, p. 83-90.
- Keitt, T.H., Urban, D.L. & B.T. Milne 1997 Detecting critical scales in fragmented landscapes. Conservation Ecology [online] 1(1): 4
- Kelmann, M., Tackaberry, R. & J. Meave 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. in Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). Forest Patches in Tropical Landscapes. Island Press, Washington D.C. p.37-58
- Kirchner, F., Ferdy, J. P., Andalo, C., Colas, B. & J. Moret 2002. Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nudiflorus*. Conservation Biology 17(2): 401-410.
- Kramer, E. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests . In: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. (eds). Tropical forest remnants, Chicago University Press, Chicago, 386-399.
- Laurance, S.G. & W.F. Laurance. 1999 Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals Biological Conservation 91: 231-239

- Laurance, W. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. in: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. (eds). Tropical forest remnants, Chicago University Press, Chicago, 71-83.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-De Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W. & T.E. Lovejoy 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12(2): 460-464.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E., Didham, R., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & E. Sampaio 2001. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618
- Law, B. S. & M. Lean 1999. Common blossom bats (*Syconycteris australis*) as pollinators in fragmented Australian tropical rainforest. *Biological Conservation* 91: 201-212
- Levin, S. 1992 The problem of pattern and scale in ecology *Ecology* 73(6): 1943-1967
- Lima M.G. & Claude Gascon 1999 The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia *Biological Conservation* 91: 241-247
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H. & B.D. Lindenmayer 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72(1): 1-18.
- Lovejoy, T.E. 1983. Biosphere Reserves: The size question. (paper presented in the First International Biosphere Reserve Congress), Minsk/BSSR-USSR, UNESCO/UNEP/FAO/IUCN.

- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., Santana, E. & M.G. Gusmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West Central Mexico. *Conservation Biology* 9(3): 569-584.
- Machado, P.A.L. 2000. *Direito Ambiental Brasileiro*. São Paulo, Malheiros Editores, 1031pp.
- Machtans, C.S., Villard, M. & S.J. Hannon 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10(5): 1366-1379.
- McGarigal, K. & B.J. Marks 1994. *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Oregon State University, Corvallis. Oregon.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147-1161
- MMA – Ministério do Meio Ambiente 2002. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília, MMA/SBF, 404p.
- Moilanen, A. & M. Nieminen 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83(4): 1131-1145.
- Muller, F., Hoffmann-Kroll, R. & H. Wiggering 2000. Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modeling* 130: 13-23.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. in Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D.C. p.149-186.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Nepstad, D.C., Moutinho, P.R., Uhl C., Vieira, I. C. & J. M. C. da Silva 1996 The ecological importance of forest fragments in an eastern amazonian frontier landscape. in Schellhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D.C. p.149-186
- Noss, R.F. & A.Y. Cooperrider, 1994 *Saving Natures's Legacy*. Washington, Island Press, 417p.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146
- Palik, B.J., Goebel, P.C., Kirkman, L.K., & L. West 2000. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications* 10(10): 189-202.
- Poiani, K., Baumgartner, J.V., Buttrick, S.C., Green, S.L., Hopkins E., Ivey, G.G., Seaton, K.P. & R.D. Sutter 1998. A scale-independent, site conservation planning framework in The Nature Conservancy. *Landscape and Urban Planning* 43: 143-156.
- Reis, A. & P.Y. Kageyama 2000. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius Palmae. In Reis, M.S. & A. Reis (eds). *Euterpe edulis* Martius – (Palmitreiro) *Biologia, Manejo e Conservação*. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues, p. 60-92.
- Reis, N.R. & M.F. Muller 1995. Bat diversity of forests and open areas in a subtropical region of South Brazil. *Ecología Austral* 5: 31-36

- Rodrigues, E. 1993 Ecologia de fragmentos florestais ao longo do gradiente de urbanização de Londrina, PR. Tese de Mestrado, São Carlos, Universidade de São Paulo, 102p.
- Rothley, K.D. 1999. Designing bioreserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications* 9(3): 741-750.
- Saatchi S., Agosti, D., Alger, K., Delabie, J. & J. Musinsky 2001. Examining fragmentation and loss of primary forest in the Southern Bahian Atlantic Forest of Brazil with radar imagery. *Conservation Biology* 15(4): 867-875.
- Salafsky, N. & E. Wollenberg 2000. Linking livelihoods and conservation: A conceptual framework and scale for assessing the integration of human needs and biodiversity. *World Development* 28(8): 1421-1438.
- Schelhas & Greenberg 1996. The value of forest patches. in Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D.C. p.xv-xxxvi
- Silva, F.A. 1997. Ecologia da dispersão em espécies arbóreas da bacia do rio Tibagi. Londrina, Universidade Estadual de Londrina, Monografia de Bacharelado, 20p.
- Silva, F.C. & L.H. Soares-Silva 2000. Arboreal flora of the Godoy Forest state park, Londrina, PR, Brazil. *Edinb. J. Bot.* 57:107-120.
- Silveira, M. 1993. Estrutura vegetacional em uma topossequência no Parque Estadual Mata dos Godoy- Londrina-PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba,. 142 p.

- Simberloff D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3): 247-257.
- Simberloff, D. & J. Cox 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1): 63-71
- Soares e Silva, L.H. ; Barroso, G.M. 1992. Fitossociologia arbórea da porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy. Londrina-PR. In: 8 Congresso SBSP. Anais, Campinas. p.101-112
- Sobrevilla, C. & P. Bath 1992 Evaluación ecológica rápida: un manual para usuarios de America Latina y el Caribe. Edición Preliminar. Arlington, Va.
- Spector, S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 16(6): 1480-1487.
- Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J. & Z. Villegas 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15(4): 856-866
- Stork, N.E. & M.J. Samways 1995. Inventoring and monitoring of biodiversity. In: Heywood, V.H. & R.T. Watson, *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge, Cambridge University Press / UNEP, 453-544.
- Strittholt, J.R. & D.A. Dellasala 2001. Importance of roadless areas in biodiversity conservation in forested ecosystems: case study of the Klamath-Siskiyou ecoregion of the United States. *Conservation Biology* 15(6): 1742-1754
- Summerville, K.S. & T.O. Crist 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82(5): 1360-1370.

- Tabarelli, M., Mantovani, W. & C.A. Peres 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Tiebout III, H.M. & R.A. Anderson 1997. A comparison of corridors and intrinsic connectivity to promote dispersal in transient successional landscapes. *Conservation Biology* 11(3): 620-627
- Torezan, J.M.D. & M. Silveira 2002. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. In Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta (eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina-PR, edição dos editores. p. 125-132
- Torezan, J.M.D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta (eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina-PR, edição dos editores. p. 103-108
- Urban, D. & T. Keitt 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5): 1205-1218.
- Viana, V.M. & A.A.J. Tabanez 1996 Biology and Conservation of forest fragments in the brazilian atlantic moist forest. in Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D.C. p.149-186
- Viana, V.M. 1994 Fragmentos florestais e restauração da biodiversidade em áreas degradadas. *Informativo PCNAT* 3: p.1
- Viana, V.M., Tabanez, A.J. & J.L. Batista 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest in: Laurance, W. F. & R. O.

- Bierregaard, Jr. (eds). Tropical forest remnants, Chicago University Press, Chicago, 386-399.
- Warkentin, I.G., Greenberg, R. & J.S. Ortiz 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 9(5): 1095-1106
- Wolff, S. 2000. Legislação Ambiental Brasileira. In MMA – Ministério do Meio Ambiente 2002. Biodiversidade Brasileira 3. Brasília, MMA/SBF, 88p.
- Wyant, J.G, Meganck, R.A. & S.H. Ham. 1995 A planning and decision-making framework for ecological restoration. *Environmental Management* 19: 789-796.
- Zimmermann, C.E. 1991. A dispersão do palmito por passeriformes. *Ciência Hoje*, 12(72): 18-19.