

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**A Utilização de Modelos para a Análise da Paisagem na Região
Nordeste do Estado de São Paulo.**

ADRIANA PAESE

São Carlos –SP

2002

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**A Utilização de Modelos para a Análise da Paisagem na Região
Nordeste do Estado de São Paulo.**

ADRIANA PAESE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências, na área de concentração de Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos –SP

2002

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P126im

Paese, Adriana.

A utilização de modelos para a análise da paisagem na Região Nordeste do Estado de São Paulo/ Adriana Paese -- São Carlos : UFSCar, 2002.

110 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2002.

1. Ecologia. 2. Ecologia da paisagem. 3. Modelo de classificação por árvore. 4. Sistemas de Informação Geográfica. 5. Grafo matemático. 6. Conectividade da paisagem. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo dos Santos

Para o meu pai, Augusto Paese e para a minha mãe, Maria Terreri Paese.

“When by learning more about ecological complexity we come to acknowledge our profound ignorance, then we will have achieved something greater than any knowledge. Maybe then we will treat the land with proper respect.”

Reed F. Noss

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Dr. José Eduardo dos Santos.

Outras duas pessoas, às quais sou imensamente grata foram essenciais para a trajetória desta tese: Penny Flick Langhammer e o Prof. Dr. José Guimarães do Depto de Computação da UFSCar.

Agradeço aos membros da banca examinadora, o Prof. Dr. Felisderto Cavalheiro, o Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires, a Prof. Dra. Adriana Catojo R. Pires e o Prof Dr. José Eduardo Mantovani,

Aos amigos ‘família’ do LAPA, cuja convivência tem representado um grande aprendizado: Carlos Henke de Oliveira, Paulo Sérgio Maroti, Suely de Souza Melo da Costa, Alfredo Pereira, Ana Lícia Feliciano, Rogério Nora Lima, Ana Maria de Godoy Teixeira, Rogério Hartung Toppa, Fátima Marcomim, Sidnei Dornelles, Andréia de Fiori, Fernanda Maria Néri, Cássio Figueira, Arnaldo Freitas, Cristiana Prada, Cristina e Carlos Mazza, Erico F.L. Pereira Silva.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN, UFSCar) e especialmente ao Dú, João, Roseli, Beth, Graça e Renata.

Agradeço ao Sidnei Dornelles pelos dados sobre a localização dos macacos utilizados na análise de classificação por árvore e ao Prof. Dr. José de Oliveira Guimarães pelos programas para a realização das operações com os grafos,

Ao Dr Patrick N. Halpin, ao Dr Dean Urban, ao Sr Pete Boyd (Nicholas School of the Environment – Duke University),

Ao Dr Ademar Romeiro (Chefe Geral) e ao Dr Ivo Pierozzi Júnior (Chefe Adjunto) da EMBRAPA Monitoramento por Satélite e à Maria de Cleofas Alencar,

À Patrícia Cristina Silva Leme, Roberta Fusconi, Cyro Bicudo, Marcelo Cerucci, Gina Luísa Deberdt, Valéria e Luís Alberto,

Ao Pe. Elísio de Oliveira, à minha mãe Maria Terreri Paese e ao meu pai Augusto Paese.

Sumário

1. Introdução	1
2. Revisão Bibliográfica.....	3
2.1. Um histórico da ecologia da paisagem.....	3
2.2. Escalas de observação: abordando a complexidade dos processos ecológicos.....	9
2.3. Estratégias para a análise da paisagem.....	18
2.3.1. Modelos neutros	18
2.3.2. A integração de modelos nos planos de amostragem da paisagem.....	24
Árvores de decisão – Modelos de classificação por árvore....	25
O grafo matemático como um modelo de representação da paisagem.....	29
2.4. Considerações sobre a conectividade da paisagem	33
3. Objetivos	40
4. As áreas de estudo.....	41
5. Modelos de classificação por árvore para a localização de áreas de ocorrência potencial de espécies.....	44
5.1. Resumo	44
5.2. Abstract	45
5.3. Introdução.....	46
5.4. Material e Métodos.....	48
5.4.1. Área de estudo	48
5.4.2. Procedimentos experimentais.....	49
Espécies e variáveis ambientais.....	49

A metodologia da análise de classificação e regressão por árvore	52
5.5. Resultados e Discussão.....	54
6. O grafo como um modelo para a representação de uma paisagem fragmentada na região Nordeste do Estado de São Paulo.....	67
6.1. Resumo	67
6.2. Abstract	68
6.3. Introdução.....	69
6.4. Material e Métodos.....	71
6.4.1. Área de Estudo	71
6.4.2. Procedimentos Experimentais	72
Conceitos da teoria dos grafos.....	72
A definição do hábitat	73
A definição do grafo.....	74
A remoção das ligações entre as manchas de hábitat	74
A remoção das manchas de hábitat	75
6.5. Resultados e Discussão.....	78
6.5.1. A remoção das ligações entre as manchas de hábitat	78
6.5.2. A remoção das manchas de hábitat	81
A importância relativa do recrutamento e da conectividade ..	81
6.5.3. A importância individual das manchas de hábitat.....	82
7. Considerações Finais.....	94
8. Referências.....	97

Lista de Figuras

Figura 2.1: Escalas de observação organizadas em níveis de acordo com as características espaciais e a frequência das entidades que ocupam cada nível.	10
Figura 2.2: Representação esquemática das relações entre níveis em um sistema hierárquico.	16
Figura 2.3: Modelo neutro para o estudo da paisagem.	20
Figura 2.4: Árvore de decisão ilustrando o papel da disponibilidade do hábitat, da sua acessibilidade e de perturbações de origem antrópica na distribuição local de uma espécie hipotética.	27
Figura 2.5: Exemplo de um grafo definido por um conjunto de $p = 7$ nós $\{a, b, c, d, e, f, g\}$ e $q = 8$ arestas $\{ab, bc, cd, de, ec, cf, fg, af\}$	31
Figura 2.6: Exemplos de um modelo matricial (<i>raster</i>) (a), vetorial (b) e de um grafo matemático (c) utilizados na representação do mesmo conjunto de dados.....	32
Figura 2.7: Diferentes tipos de metapopulações. (a) o modelo de Levins, (b) o modelo continente – ilhas, (c) populações espacialmente heterogêneas (<i>patchy populations</i>), (d) uma metapopulação em desequilíbrio, (e) um caso intermediário que combina b e c.	38
Figura 4.1: Localização das áreas estudadas – a Estação Ecológica de Jataí, a Estação Experimental de Luiz Antônio e os municípios estudados.	43
Figura 5.1: Localização da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e da Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA).	60
Figura 5.2: Variáveis topográficas utilizadas nos modelos de classificação por árvore: (a) altimetria, (b) declividade, (c) aspecto, (d) índice de convergência topográfica (ICT).	61

Figura 5.3: Variáveis ambientais utilizadas nos modelos de classificação por árvore: (a) distância das áreas antrópicas, (b) distância dos corpos d'água, (c) distância das estradas principais, (d) densidade de estradas, (e) uso da terra	62
Figura 5.4: Modelo de classificação por árvore da distribuição do <i>bugio</i> (<i>Alouatta caraya</i>) na área de estudo.	63
Figura 5.5: Modelo de classificação por árvore para o sauá (<i>Callicebus personatus nigrifrons</i>) na área de estudo.	64
Figura 5.6: Modelo de classificação por árvore da distribuição do <i>prego</i> (<i>Cebus apella</i>) na área de estudo.	65
Figura 5.7: Localização das três espécies de primatas (DORNELLES, 2000), a projeção das áreas de maior probabilidade de sua localização na área de estudo e taxas de má classificação (m.c.) dos modelos de classificação por árvore.	66
Figura 6.1: Localização da área de estudo.	85
Figura 6.2: (a) Grafo definido por um conjunto de $V = 7$ vértices $\{a, b, c, d, e, f, g\}$ e $E = 8$ arestas $\{ab, bc, cd, de, ec, cf, fg, af\}$, (b) Árvore de espalhamento de menor custo, (c) Grafo desconexo formado de dois sub-grafos.	86
Figura 6.3: Fragmentos de cerradão e mata mesófila semidecídua utilizados na definição do hábitat.	87
Figura 6.4: Relação entre a distância de ligação dos fragmentos e o número de sub-grafos (NS) o número de vértices do maior sub-grafo (NVS) e o diâmetro do maior sub-grafo (DS).	88
Figura 6.5: Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 3,7 km (a) e 3,6 km (b). (b) Grandes sub-grafos formados pela remoção das arestas.	89
Figura 6.6: Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 2,1 km (a) e 2,0 km (b). (b) Grandes sub-grafos formados pela remoção das arestas.	90
Figura 6.7: Variação do potencial de recrutamento para a remoção aleatória dos vértices, para a remoção dos vértices de menor área e para a remoção dos vértices folha de menor área remanescentes no grafo.	91

Figura 6.8: Variação no diâmetro do maior sub-grafo para a remoção aleatória dos vértices, para a remoção dos vértices de menor área e para a remoção dos vértices folha de menor área remanescentes no grafo.....	91
Figura 6.9: Variação no potencial de recrutamento da paisagem após a remoção de cada mancha.	92
Figura 6.10: Diâmetro do maior sub-grafo formado pela remoção de cada mancha.	93

Resumo

O presente trabalho explora a utilização de modelos para a análise da paisagem. Modelos de classificação por árvore são empregados no contexto da identificação de áreas de ocorrência potencial de espécies na Estação Ecológica de Jataí e na Estação Experimental de Luíz Antônio e o grafo matemático é utilizado como um modelo para representação e análise da paisagem da região Nordeste do Estado de São Paulo. Para o desenvolvimento dos modelos de classificação por árvore foram utilizados dados sobre a localização de espécies de primatas e sobre algumas variáveis ambientais amostradas de um banco de dados em um sistema de informações geográficas. O mapeamento dos resultados dos modelos de classificação por árvore permitiu localizar na paisagem, outros locais com a mesma combinação de condições em que as espécies foram observadas. A utilização do grafo matemático como um modelo para a representação da paisagem possibilitou a simulação da remoção de ligações funcionais entre manchas de hábitat e a perda e ganho de hábitat, identificando as ligações e manchas que oferecem maior contribuição para o recrutamento de indivíduos e para a conectividade da paisagem. Embora seja necessária a incorporação de mais informações biológicas para o desenvolvimento de modelos mais satisfatórios, os resultados deste trabalho poderão subsidiar trabalhos de campo direcionando a amostragem da paisagem.

Abstract

This work explores the use of models in landscape analysis. Classification tree models were employed in the identification of potential sites of species occurrence in the Ecological Station of Jataí and Experimental Station of Luiz Antônio, and the mathematical graph was employed in the analyses of a fragmented landscape located in the Northeast region of São Paulo State. The classification tree models used data on primate species occurrence and on environmental variables represented as digital maps in a Geographic Information System. The prediction rules generated by the classification models were projected back on the landscape, locating other places that have the same combination of environmental conditions as those found where the species were firstly observed. By representing the landscape as a mathematical graph, it was possible to simulate the removal of functional connections between habitat patches and the loss of habitat due to land use changes. Habitat patches were classified according to their contribution to species recruitment and landscape connectivity. Although it is considered that additional biological information should be incorporated to the analyses the results of this work may constitute useful guides to prospective field surveys.

1. Introdução

A ecologia da paisagem é considerada uma abordagem promissora para o entendimento das mudanças ambientais globais. Em parte, isso se deve ao seu caráter holístico e interdisciplinar e às escalas espaciais enfocadas nos estudos, as quais com frequência, correspondem às escalas empregadas no manejo dos ecossistemas. No Brasil, a terminologia da ecologia da paisagem tem sido amplamente utilizada no planejamento de projetos de pesquisa e no desenvolvimento de projetos regionais. Contudo, as revisões de trabalhos na literatura mostram que estes ainda são predominantemente associados com a descrição dos padrões espaciais da paisagem e de aspectos do uso das terras.

Em um primeiro momento, o presente estudo analisa alguns trabalhos na linha de pesquisa da ecologia da paisagem, com o objetivo de identificar as características dessa abordagem, em que estão fundamentadas as expectativas de que ela possa efetivamente contribuir para o entendimento de questões atuais, como as relacionadas aos efeitos das mudanças ambientais globais. Nesse sentido, é feita uma revisão do histórico da ecologia da paisagem, identificando as características da prática dessa abordagem, os aspectos do seu desenvolvimento teórico e algumas estratégias para a análise da paisagem.

Posteriormente, uma dessas estratégias, a integração de modelos na análise da paisagem, é explorada por meio de dois estudos de caso da região Nordeste do Estado de São Paulo: a utilização dos modelos de classificação por árvore, no contexto da identificação de áreas de ocorrência potencial de espécies na

Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e na Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA), e a utilização do grafo matemático, como um modelo para a representação e a análise da paisagem regional, onde estão localizadas a EEJ e a EELA.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Um histórico da ecologia da paisagem

Temas relacionados com a mudança ambiental global são freqüentemente considerados incertos ou controversos pelo público em geral. Entretanto, poucas são as incertezas sobre a ocorrência dessa mudança e sobre a sua origem em atividades antrópicas. Ela ocorre na forma de componentes interatuantes que alteram a estrutura e funcionamento da Terra como um sistema, cujos efeitos podem ser observados em todos os níveis de organização biológica e em escalas espaciais que variam do contexto local ao global (VITOUSEK,1994).

Os componentes da mudança ambiental global encontram-se, atualmente, bem documentados. Dois deles, a perda da diversidade biológica e as alterações climáticas globais, tendem a ter importância predominante a longo prazo - o primeiro por ser um processo cujas conseqüências são irreversíveis e o segundo, por ser um fator determinante da abundância e distribuição dos organismos e conseqüentemente, de medidas prescritivas para o manejo dos ecossistemas (VITOUSEK, *op. cit.*).

Se, por um lado, o conhecimento atual tem permitido que o foco das atenções seja dirigido ao que deve ser feito perante a mudança ambiental global em oposição à simplesmente questionar a sua existência, menos concreto tem sido o entendimento das respostas dos ecossistemas aos componentes dessa mudança

(VITOUSEK,1994). Questões atuais, que surgem em face dessas alterações ambientais, relativas à fragmentação de áreas de hábitat, a seleção de áreas para conservação, ao manejo dos recursos naturais, ao desenvolvimento sustentável ou à manutenção da diversidade biológica, cujas respostas deveriam guiar os tomadores de decisão, não são facilmente respondidas, sendo muitas vezes envoltas em incertezas.

Uma das causas dessas incertezas são as disparidades entre as escalas pontuais em que são conduzidos os estudos dos ecossistemas e as escalas geralmente maiores, em que são tomadas as decisões com relação ao ambiente (LEVIN, 1992). Ao mesmo tempo, *“os tomadores de decisão demandam informações sobre espécies em particular e sobre locais específicos, e as suposições de prognósticos em escalas globais, freqüentemente não são satisfatórias nas escalas relevantes para o manejo dos ecossistemas ou à avaliação de impactos ambientais.”* (URBAN, 1996).

A ecologia da paisagem tem sido considerada como uma abordagem promissora para a solução desses problemas (HOBBS, 1997; METZGER & PIVELLO, 2000). A atribuição de tal responsabilidade para essa ciência, cujas origens são posteriores a segunda metade do século 20, em parte, é resultante do seu caráter holístico e interdisciplinar (RISSER, 1985) e das escalas espaciais enfocadas nos estudos, as quais com freqüência, são correspondentes às escalas empregadas no manejo dos ecossistemas (HOBBS, 1997; RISSER 1999).

Como uma abordagem ao estudo das interações entre as atividades humanas e os ecossistemas naturais e não naturais, a ecologia da paisagem teve origem na Europa Ocidental, nos trabalhos de geógrafos e ecólogos (NAVEH, 1982) que definiram como foco principal dos seus estudos uma unidade espacializada,

integradora de características físicas, biológicas e antrópicas em determinada região – a paisagem (TROPMAIR, 2000).

Atualmente, os estudos que enfatizam a representação cartográfica dessas unidades de estudo, o desenvolvimento de terminologias e também “*o entendimento integrado das suas dimensões antrópica, histórica e cultural*”, caracterizam a chamada “escola europeia de ecologia da paisagem” (RISSER, 1995).

Na América do Norte, o *workshop* de Allerton Park, realizado em 1983 no estado de Illinois, Estados Unidos, é considerado um marco na prática da “escola americana de ecologia da paisagem” (RISSER, *op. cit.*). Esse evento reuniu 25 pesquisadores com o objetivo de definir questões merecedoras de futuras investigações, o potencial da ecologia da paisagem como disciplina, e o potencial das suas aplicações em questões relacionadas ao manejo dos recursos naturais principalmente sobre uma perspectiva norte americana (RISSER *et al.*, 1984).

RISSER *et al.* (*op. cit.*) e RISSER (1995) fizeram uma revisão do contexto conceitual da época em que foi realizado o *workshop*. Na ocasião, FORMAN & GODRON (1981) haviam publicado o texto “*Patches and Structural Components for a Landscape Ecology*”, ressaltando alguns termos utilizados na descrição dos padrões espaciais da paisagem como: *manchas, corredores e matrizes*. Algumas disciplinas utilizavam grandes escalas espaciais nos seus estudos e era reconhecida a necessidade da abordagem de questões fundamentais na ecologia e no manejo dos ecossistemas nessas mesmas escalas. A diversidade de pontos de vista que caracterizou o encontro contribuiu, em um primeiro momento, para evidenciar a falta de uma estrutura conceitual bem definida que pudesse caracterizar a ecologia da paisagem como disciplina. Entretanto, proporcionou a integração de abordagens

teóricas com aplicações práticas e com uma perspectiva antropocêntrica ao estudo da paisagem.

Algumas questões apontadas no *workshop* como sugestões para o futuro direcionamento de pesquisas foram: 1. Como o fluxo de organismos, materiais e energia estão relacionados com a heterogeneidade da paisagem? 2. Quais processos históricos ou atuais são responsáveis pelos padrões existentes na paisagem? 3. Como a heterogeneidade da paisagem afeta a propagação de perturbações? 4. Como o manejo dos recursos naturais poderia ser aprimorado com essa nova abordagem? (RISSER *et al.*, 1984). Elas indicam que apesar dos variados pontos de vista que caracterizaram o encontro, uma perspectiva ecológica foi prevalecente. Apesar disso, era do reconhecimento do grupo participante que ao propor o estudo de grandes áreas e se deparar com a heterogeneidade espacial da paisagem, haveria conflito com algumas pressuposições ecológicas que vigoravam na época, como a da homogeneidade e do equilíbrio dos ecossistemas. Apresentava-se assim, um desafio aos pesquisadores que adotaram essa nova abordagem: o desenvolvimento de uma base conceitual e teórica que, fundamentada em idéias recentes sobre a relevância da heterogeneidade espacial dos ecossistemas, pudesse promover o entendimento dos efeitos dos padrões espaciais e temporais sobre os processos ecológicos (RISSER *et al.*, *op. cit.*; TURNER, 1989).

Desde a realização do *workshop* em 1983, os propósitos da ecologia da paisagem têm sido freqüentemente avaliados, principalmente com relação às suas aplicações práticas e à unificação dos seus conceitos para o direcionamento de pesquisas (WIENS, 1992; RISSER, 1995; HOBBS, 1997; RISSER, 1999; HOBBS, 1999; WIENS, 1999). Ao analisar as publicações dos primeiros cinco volumes da

revista *Landscape Ecology*, WIENS (1992) verificou que os trabalhos publicados eram em sua maioria descritivos ou conceituais e enfocavam principalmente a análise dos padrões espaciais da paisagem ou aspectos do uso da terra. Utilizando os mesmos critérios empregados por WIENS (*op. cit.*), HOBBS (1997) avaliou os cinco volumes posteriores da mesma revista e observou uma maior quantidade de trabalhos quantitativos com maior ênfase no desenvolvimento de modelos e metodologias, sem entretanto, evidências de um alto nível de experimentação nos trabalhos.

No Brasil, a aplicação de abordagens holísticas, em grandes escalas espaciais teve início na década de 60, no estudo de biogeógrafos de formação européia, dentre os quais se destaca o Prof. Dr. Carlos Augusto de Figueiredo Monteiro e o seu estudo sobre a organização dos geossistemas da folha de Ribeirão Preto. Na década de 80, a prática da ecologia da paisagem em instituições de pesquisa brasileiras foi impulsionada pelo desenvolvimento de técnicas de análise espacial, pelo progresso da tecnologia computacional e pelo desenvolvimento da disciplina em outros países. A integração entre centros de pesquisa e instituições de planejamento regional deu à ecologia da paisagem um caráter mais aplicado a partir de 1986, quando alterações na legislação ambiental brasileira passaram a exigir relatórios de impacto para o licenciamento de um grande número de projetos (METZGER *et al.* [2000?]; METZGER & PIVELLO, 2000).

Atualmente, diferentes significados são atribuídos à ecologia da paisagem no Brasil. Alguns a associam à ferramenta utilizada, principalmente os Sistemas de Informações Geográficas. Para outros, ela representa a integração da geografia e ecologia em ecossistemas terrestres. Seres humanos são geralmente considerados como parte da paisagem, estando ela localizada em qualquer lugar entre

a comunidade, o ecossistema e a biosfera em uma escala de níveis de organização e entre “*local*” e “*regional*” em uma escala espacial. Apesar da terminologia dessa abordagem ser freqüentemente empregada no planejamento de projetos de pesquisa ou no desenvolvimento de projetos regionais, poucas são as instituições brasileiras que se ocupam do seu desenvolvimento teórico. Os trabalhos apresentados no “*I Fórum de Debates em Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental*” realizado no Centro de Estudos Ambientais (CEA) da Unesp de Rio Claro, SP, em Junho de 2000, indicam a mesma tendência que a anteriormente relatada por WIENS (1992) e HOBBS (1997), além de uma forte influência da “escola européia”.

WIENS (1995) atribui a ênfase da ecologia da paisagem na descrição e análise dos padrões espaciais à forte fundamentação empírica das questões abordadas, de algum modo resultantes da combinação de tópicos que desde há muito tempo interessam aos ecólogos com a constatação de que a paisagem tem uma estrutura espacial. Em uma avaliação mais recente, o mesmo autor considera que a existência de diversas interpretações sobre a ecologia da paisagem, contribuiu para que a mesma ainda não tenha desenvolvido uma unidade conceitual e teórica capaz de caracterizá-la como uma disciplina ou uma “ciência madura”. Com relação às suas aplicações para o entendimento das mudanças ambientais globais, até o momento, poucos estudos reuniram informações capazes de antecipar as implicações dessas mudanças nas escalas relevantes ao manejo dos ecossistemas ou à avaliação dos impactos ambientais. Entretanto, talvez a sua maior contribuição tenha sido a de promover uma mudança na forma com que as investigações são conduzidas por ecólogos, planejadores e tomadores de decisão ao enfatizar a importância da heterogeneidade espacial e da escala nas suas investigações (WIENS, 1999).

2.2. Escalas de observação: abordando a complexidade dos processos ecológicos

WITHERS & MEENTEMEYER (1999) consideram a intensidade com que as ‘questões de escala’ têm sido incorporadas nos temas de pesquisa da ecologia da paisagem, como uma medida do seu distanciamento da “ciência predominantemente descritiva” descrita por WIENS (1992). As ‘questões de escala’ incluem desde considerações explícitas sobre o tamanho da área de estudo, até a extrapolação das informações entre escalas ou sistemas. A incorporação dessas questões no estudo da paisagem tem possibilitado a análise dos seus padrões espaciais além do nível descritivo, permitindo que hipóteses sobre esses padrões sejam geradas e testadas e que mudanças na estrutura da paisagem possam ser previstas com base em diferentes cenários (WITHERS & MEENTEMEYER, 1999).

Uma grande variedade de interpretações tem sido atribuída ao significado da palavra escala. A interpretação incorporada na literatura da ecologia da paisagem, é a da escala de observação (AHL & ALLEN, 1996) definida por TURNER *et al.* (1989c), TURNER & GARDNER (1991) e TURNER *et al.*, (2001) como: “*a dimensão espacial ou temporal de um objeto ou processo, caracterizada por grão e extensão*” - sendo o *grão*, o nível mais refinado da resolução do conjunto de dados e a *extensão*, o tamanho total da área de estudo ou o seu tempo total de duração. Diferentemente das *escala de organização biológica*, constituída por *entidades definidas* como *organismos, populações, comunidades e ecossistemas* (ODUM, 1983), a escala de observação é constituída por *entidades empíricas* – ou

padrões - cujo tamanho e frequência variam em função do grão e da extensão (AHL & ALLEN, 1996) (Figura 2.1).

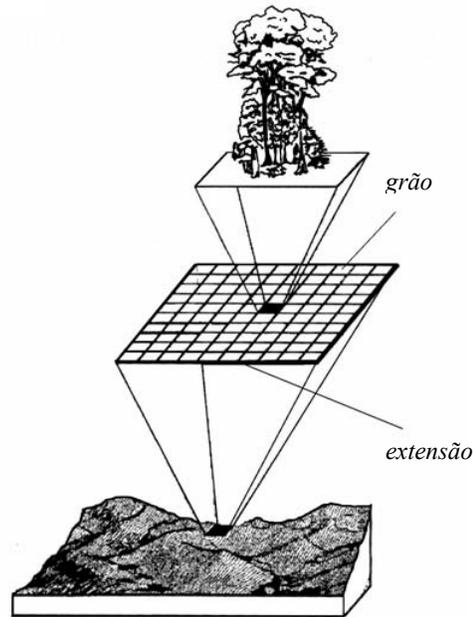


Figura 2.1: Escalas de observação organizadas em níveis de acordo com as características espaciais e a frequência das entidades que ocupam cada nível.

FONTE: URBAN, 2000, adaptada pela autora.

A escala empregada no estudo da paisagem é pequena quando referente a pequenas áreas ou curtos espaços de tempo e grande quando referente a grandes áreas ou grandes extensões temporais (TURNER & GARDNER, 1991). Já a *escala cartográfica*, empregada freqüentemente pelos geógrafos e outros profissionais, indica a razão entre a dimensão de um objeto representado no mapa e o seu tamanho no solo e é grande quando referente a pequenas áreas ou curtos espaços de tempo e pequena quando referente a grandes áreas ou grandes extensões temporais. De fato, o emprego da palavra escala com significados opostos tem sido

motivo de discordâncias entre ecólogos e geógrafos. No sentido de desfazer essas confusões TURNER *et al.* (2001) sugeriram, a adoção da seguinte terminologia, adotada no presente trabalho: *escala refinada (fine scale)* para áreas de estudo pequenas, grande resolução espacial e temporal e *escala ampla (broad scale)* para áreas de estudo grandes, menor resolução e menor quantidade de detalhes.

A influência da escala é considerada de importância fundamental sobre os resultados obtidos nos estudos dos ecossistemas. WIENS (1989) e LEVIN (1992) relatam diversos trabalhos que demonstram os efeitos da variação no grão e na extensão sobre diferentes aspectos da investigação dos sistemas ecológicos. Contudo, a incorporação dos efeitos da escala sobre a heterogeneidade espacial dos ecossistemas é considerada um processo relativamente recente na ecologia (WIENS, *op. cit.*; KAREIVA, 1994; BISSONETTE, 1997).

Basicamente, isso é resultado da adoção de uma abordagem conceitual aos ecossistemas, que reflete duas posturas ou posições epistemológicas dos pesquisadores: a primeira é uma posição realista considerando que “*os ecólogos lidam com objetos tangíveis ou fenômenos intuitivamente familiares*”, contrariamente aos pesquisadores de outras disciplinas que usam com maior frequência métodos indiretos de observação (WIENS, 1989). Dessa forma, não raramente, os ecólogos tendem a suprimir o papel do observador no processo de investigação científica, considerando os seus objetos de estudo produtos do ambiente, e não resultantes de um processo indireto de observação. A outra é a da reificação¹ das suas unidades de estudo, as quais são definidas *a priori* ou porque apresentam limites facilmente

¹ A reificação é uma posição epistemológica que se contrapõe ao construtivismo considerando que “alguma coisa” existe porque foi definida por alguém (AHL & ALLEN, 1996).

reconhecíveis ou porque constituem unidades aparentemente discretas (AHL & ALLEN, 1996).

Historicamente, a utilização dessa abordagem contribuiu para o entendimento de uma variedade de problemas abordados pela ecologia. Por meio do estudo de áreas consideradas funcionalmente homogêneas, era possível contornar as limitações analíticas impostas pela variação espacial e dessa forma, praticar o exercício de estratégias reducionistas e mecanicistas ao entendimento dos processos ecológicos, baseadas no teste de hipóteses e na condução de experimentos que podiam ser rigorosamente planejados, controlados e replicados (O' NEILL, *et al.*, 1986). Embora evidências sobre a heterogeneidade espacial dos ecossistemas estivessem presentes tanto na literatura teórica como na empírica (*ex.* WATT, 1947), considera-se que durante muito tempo, pesquisadores em busca de teorias que pudessem guiar os seus estudos sobre populações e comunidades ou sobre abordagens funcionais aos ecossistemas foram dirigidos ao estudo de indivíduos uniformemente distribuídos ou de unidades de estudo consideradas aparentemente discretas (WIENS, 1995). Atualmente, essa estratégia é considerada limitante ao entendimento dos principais problemas abordados pela ecologia, tanto pelas dificuldades logísticas da condução de experimentos em grandes escalas, como por não considerar a complexidade dos processos ecológicos privilegiando um único ponto de vista, ou uma única escala de observação, sobre os ecossistemas (O' NEILL, *et al.*, 1986).

Uma ferramenta muito utilizada, no sentido de contornar as dificuldades logísticas da condução de estudos em grandes áreas, são os Sistemas de Informações Geográficas que possibilitam a análise, a integração e o armazenamento

de uma grande quantidade de dados e constituem a base dos modelos de simulação (JOHNSON, 1990; TURNER, 1990). Contudo, o entendimento de fenômenos complexos requer mais do que a coleção e a análise de uma grande quantidade de dados, ou seja, o argumento da “falta de dados” é insuficiente para justificar plenamente a incapacidade de gerar previsões detalhadas sobre o sistema. O entendimento de fenômenos complexos requer que eles sejam contextualizados por meio, por exemplo, da consideração simultânea de mais de uma escala (AHL & ALLEN, 1996; BISSONETTE, 1997).

A ecologia da paisagem assume portanto, uma postura mais construtivista do que realista e fazendo uso da teoria hierárquica (AHL & ALLEN, 1996; URBAN *et al.*, 1987; KING, 1997), considera a diferenciação dos seus objetos de estudo, ou seja, a identificação de padrões como resultado de um processo indireto de observação que depende da escala – do tamanho do grão e da extensão - fixada pelo método escolhido pelo pesquisador para amostrar o sistema.

A utilização dessa nova abordagem condiciona duas implicações. Uma é o reconhecimento de que, com base no processo de observação, padrões podem ser identificados em mais de uma escala espacial, e em escalas que apesar de pouco aparentes, podem ser mais relevantes para o entendimento do processo investigado do que uma escala previamente definida (TURNER, 1989). KRUMMEL *et al.* (1987) por exemplo, calcularam a dimensão fractal dos padrões do uso da terra em mapas da paisagem e identificaram variações nesses padrões em duas escalas espaciais. TURNER *et al.* (1989c) encontraram variações em alguns índices descritivos dos padrões espaciais da paisagem, modificando experimentalmente os tamanhos do grão e da extensão. O’NEILL *et al.* (1991) estudaram os padrões da

vegetação em três paisagens e identificaram de três a cinco escalas em que eles ocorrem em cada uma das localidades. HAY *et al.* (2000), determinando a distribuição de cinco espécies arbóreas da vegetação de cerrado no Distrito Federal, identificaram padrões de agrupamento em mais de uma escala, para cada uma das espécies estudadas.

A outra implicação da utilização dessa abordagem é o reconhecimento de que os padrões observados têm causas particulares - a heterogeneidade do ambiente abiótico, os processos demográficos de nascimento, morte e dispersão dos organismos e as perturbações de origem natural ou antrópica - cuja qualidade ou importância como um mecanismo explicativo também varia em função da escala (URBAN *et al.*, 1987)². METZGER (2000) por exemplo, estudando as relações entre a riqueza de grupos funcionais de espécies arbóreas e a estrutura da paisagem em onze fragmentos florestais no interior do Estado de São Paulo, verificou que em uma escala menor, os padrões observados estavam relacionados à dispersão das espécies pelo vento e em uma escala maior, os padrões espaciais observados estariam associados com a dispersão de sementes por animais, especialmente aves.

A não linearidade das causas e dos efeitos da heterogeneidade espacial da paisagem em função de variações na escala, condiciona os limites para a generalização dos resultados da pesquisa. Nesse sentido, é considerada crítica a necessidade do desenvolvimento de métodos para a transferência de informações entre escalas (*scaling*) que preservem informações ou que quantifiquem a perda de

² WIENS (1989) utiliza o termo *domínios da escala*, para indicar as diferenças na questão do pesquisador e no método escolhido para amostrar o sistema, que resultam em variações não-lineares no estado dos ecossistemas.

informações nesse processo (TURNER *et al.*, 1989a). Embora a ecologia da paisagem ainda não tenha desenvolvido um referencial teórico capaz de apreender a complexidade dos processos ecológicos nem mesmo para a transferência de informações entre escalas, a teoria hierárquica está proximamente relacionada com essas questões (WIENS, 1995). A teoria hierárquica representa uma estrutura para a subdivisão e tratamento de questões complexas e tem sido considerada como um elemento crítico para o entendimento das mudanças ambientais globais (O'NEILL, 1988) e da paisagem (URBAN *et al.*, 1987).

A aplicação da teoria hierárquica no estudo da paisagem tem grande valor heurístico desde que permite ordená-la parcialmente em unidades – ou padrões - organizadas em *níveis* de acordo com a sua frequência, com o seu tamanho ou com o grau de interação entre as unidades. Em alguns casos, os padrões em um nível são compreendidos como resultantes da dinâmica das unidades do nível imediatamente inferior. Em outros casos, os padrões são impostos – ou controlados – pela heterogeneidade do nível imediatamente superior (URBAN *op cit*; KING, 1997) (Figura 2.2).

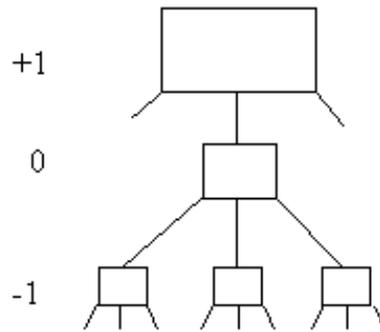


Figura 2.2: Representação esquemática das relações entre níveis em um sistema hierárquico. O nível de interesse está no centro do diagrama (nível 0). O nível superior (nível +1) controla o fenômeno no nível 0. O nível inferior (nível -1) contém a explicação para o fenômeno no nível 0. FONTE: O'NEILL, 1988, adaptada pela autora.

URBAN *et al.* (1987) exemplificaram níveis hierárquicos em uma paisagem florestal em que os padrões espaciais são compostos por manchas de vegetação em vários estágios sucessionais. Considerando a organização hierárquica da paisagem, a heterogeneidade espacial da vegetação pode ser entendida como resultante das características da história de vida das espécies – taxas de crescimento, tolerância à sombra - e das interações entre manchas, no nível hierárquico inferior. No nível hierárquico superior, fatores que apresentam variabilidade em uma escala espacial maior, como a distribuição de nutrientes em tipos de solo distintos, ou o regime de perturbações da região, determinam a heterogeneidade espacial da vegetação.

Embora de forma ainda incipiente, mais de uma escala têm sido simultaneamente consideradas, na elaboração de planos compreensivos para a

conservação da biodiversidade (NOSS, 1983; FLICK, 1998; WHITE *et al.*, 1999). Os trabalhos de NOSS (1983) e FLICK (1998) por exemplo, consideram mais de uma escala ou tipos de diversidade na definição de áreas prioritárias para a conservação: a diversidade *alfa* ou o número de espécies de uma área de hábitat isolada (um fragmento ou remanescente), a diversidade *beta* ou a variação na composição de espécies entre duas ou mais áreas e a diversidade *gama* ou o número total de espécies em uma região biogeográfica.

Uma abordagem em múltipla escala tem sido também considerada nas discussões sobre o tamanho mínimo de unidades de conservação (PICKETT & THOMPSON, 1978; WHITE & PICKETT, 1985). Essas discussões consideram a ‘dinâmica de manchas’, ou seja, a interação entre as manchas de vegetação criadas por perturbações naturais, e aquelas que não são alteradas pelas perturbações e que constituem fontes internas para o processo de recolonização, garantindo a manutenção de um número aproximadamente constante de espécies na área total da Unidade de Conservação.

Uma abordagem em múltipla escala tem sido também considerada no estudo de populações em hábitats fragmentados ou naturalmente distribuídos de forma heterogênea na paisagem. Nesse caso, são consideradas no mínimo duas escalas espaciais: a escala das *populações locais*, que são efêmeras e propensas à extinção devido à perturbações e à variabilidade demográfica, e a escala da *população regional* ou *metapopulação* cuja persistência depende da colonização das populações locais por meio da dispersão de indivíduos (FAHRIG & MERRIAM, 1994).

No Brasil, PICCOLO (1997) empregou uma abordagem em múltipla escala para o estudo fitossociológico de um trecho da Mata Atlântica no Estado de São Paulo, discutindo ainda as características do planejamento de Unidades de Conservação e do manejo dos recursos naturais sob os enfoques de abordagens tradicionais da ecologia e da ecologia da paisagem.

2.3. Estratégias para a análise da paisagem

2.3.1. Modelos neutros

Um pré-requisito para o entendimento das relações entre os padrões e processos na paisagem, considerando-se ou não a sua organização hierárquica, tem sido o desenvolvimento de métodos para a quantificação da sua estrutura. Nesse sentido, vários autores têm desenvolvido um grande número de índices e medidas descritivas dos padrões espaciais da paisagem (TURNER, 1987; O'NEILL *et al.*, 1988a; GUSTAFSON & PARKER, 1992; MCGARIGAL & MARKS, 1995; SCHUMAKER, 1996). Essas medidas têm sido utilizadas, para comparar a composição e a estrutura de diferentes paisagens (O'NEILL *et al.*, 1988a), identificar mudanças na paisagem ao longo do tempo (TURNER, 1987), explorar os efeitos de diferentes configurações impostas por práticas de manejo alternativas, sobre a probabilidade de ocorrência de perturbações (FRANKLIN & FORMAN, 1987) e também, como variáveis independentes em modelos explicativos da abundância e

diversidade de espécies em função de aspectos da estrutura da paisagem como o tamanho e distância entre fragmentos florestais (MCGARIGAL & MCCOMB, 1995; METZGER, 2000).

O cálculo dos índices da paisagem é facilitado pela existência de um grande número de programas de computador desenvolvidos, especialmente, para esse fim. Entretanto, muitas vezes não é clara a diferenciação entre as medidas possíveis de serem calculadas e aquelas que são efetivamente relevantes para o entendimento do processo investigado (GUSTAFSON, 1998).

Um fator que dificulta o entendimento das causas dos padrões observados na paisagem e dos seus efeitos sobre os processos ecológicos é a ausência de um conjunto de resultados esperados para o teste de hipóteses sobre esses processos. Nesse sentido, GARDNER *et al.* (1987) propuseram um *modelo neutro*, com base na teoria da percolação, que representa a paisagem como uma matriz bidimensional, similar aos mapas representados no formato matricial (*raster*) nos Sistemas de Informações Geográficas (Figura 2.3).

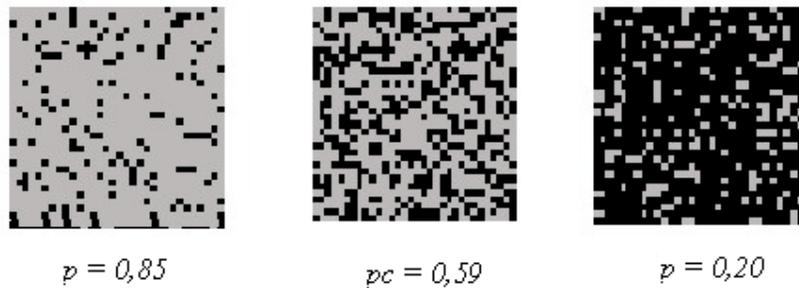


Figura 2.3: Modelo neutro para o estudo da paisagem, em que p é a proporção do mapa ocupada pelo tipo de mancha de interesse e p_c é a proporção crítica, ocupada pelo mesmo tipo de mancha, que estabelece o limite entre uma paisagem conectada e uma paisagem desconexa (Organizada pela autora).

Os padrões espaciais dos modelos neutros são gerados por processos aleatórios, ou seja, a ocupação das células da matriz é determinada aleatoriamente. Dessa forma, esses modelos são úteis para testar sistematicamente os efeitos da escala e de mecanismos como a topografia, o clima, o deslocamento de organismos, etc., sobre os padrões espaciais observados em paisagens reais (GARDNER *et al.*, *op cit.*).

Uma das características particulares dos modelos neutros são os limiares de percolação ou proporções críticas (p_c) da cobertura da terra considerada que estabelece o limite entre uma paisagem conectada por unidades ou componentes que atravessam o mapa em toda a sua extensão e uma paisagem desconexa, composta por unidades discretas. Em matrizes quadradas geradas aleatoriamente, quando a regra de agregação considera apenas os *pixels* ortogonais, o valor dessa proporção crítica é igual a 0,5928. Apesar de paisagens reais poderem apresentar valores diferentes de p_c , acredita-se que limiares críticos (*critical thresholds*), ou transições

abruptas nas relações entre os padrões e processos na paisagem podem ter profundas implicações para o manejo dos ecossistemas e da paisagem (GARDNER *et al.*, 1987)³.

Comparando os padrões espaciais de modelos neutros com os padrões observados em diferentes paisagens, GARDNER *et al. op.cit.* verificaram que o número de manchas, o tamanho da maior mancha, a sua forma (calculada como a dimensão fractal) e o número total de bordas, variam em função da extensão do mapa (d) e da proporção do mapa ocupada pelo tipo de mancha considerado (p). Essas variações entretanto, são maiores quando p se aproxima do limiar de percolação. Dessa forma, quando p é maior e se aproxima de p_c , a redução de um tipo de cobertura da terra, em por exemplo 10%, representa uma mudança significativa na heterogeneidade da paisagem. Contudo, quando $p < p_c$, a mesma alteração tem pouco efeito sobre o número, o tamanho e a forma das manchas.

GUSTAFSON & PARKER (1992) complementaram a análise anterior testando o comportamento de outros índices em função de p . Esses autores evidenciaram diferenças importantes nas propriedades da paisagem quando os modelos neutros são gerados pela ocupação aleatória de *pixels* ou pela ocupação aleatória de agrupamentos (aglomerados) de *pixels*. Apesar das diferenças evidenciadas, em ambos os casos o limiar de percolação é sempre observado.

³ Para WITH & CRIST (1995), os limiares críticos observados na paisagem são evidências da relação não linear entre escala espacial o fenômeno de interesse, devido a alterações nos mecanismos ou controles dos padrões espaciais em diferentes escalas.

O'NEILL *et al.* (1988b) empregaram os resultados da teoria da percolação para verificar as influências da heterogeneidade espacial da paisagem sobre a escala de utilização de recursos por organismos, verificando que a distância percorrida para que pelo menos uma unidade de recurso seja encontrada é maior para menores valores de p (a proporção ocupada pelo recurso na paisagem), para os casos em que os organismos necessitam de mais de um recurso crítico, ou para quando os recursos apresentam distribuição agrupada na paisagem.

No contexto do desenvolvimento de um modelo neutro, TURNER *et al.* (1989b) testaram o efeito da heterogeneidade espacial da paisagem sobre a propagação de perturbações, verificando que os seus efeitos são qualitativamente diferentes quando a proporção da paisagem ocupada pelo hábitat suscetível à perturbação está abaixo ou acima do limiar de percolação p_c . Tanto a distribuição quanto o arranjo espacial do hábitat explicam essa diferença. Por exemplo, hábitats que ocupam uma proporção menor do que p_c tendem a ser mais fragmentados, com muitas manchas pequenas e pouca conectividade. Nessa situação, a propagação de perturbações é compelida pelo padrão espacial fragmentado da paisagem e o tamanho e o número dos aglomerados não são afetados pela *intensidade da perturbação* mas sim pela sua *frequência* (o número de focos de incêndio, por exemplo). Por outro lado, quando o mesmo hábitat ocupa uma proporção maior do que p_c formando grandes aglomerados contínuos, a *intensidade* da perturbação passa a ser o fator mais importante. Nessa situação, uma perturbação pode propagar-se pela paisagem mesmo quando a sua *frequência* é relativamente baixa.

O'NEILL *et al.* (1992) e LAVOREL *et al.* (1993) desenvolveram modelos neutros hierarquicamente estruturados, evidenciando diferenças entre esses

e os modelos totalmente aleatórios. Comparando os modelos neutros hierárquicos com mapas da paisagem, GARDNER (1992) citado por LAVOREL *et al.* (1993) verificou que as diferenças entre os mapas da paisagem e os modelos neutros não estruturados (GARDNER *et al.*, 1987) podem ser atribuídas à organização hierárquica da paisagem.

Os modelos neutros da paisagem não são exclusivamente baseados na teoria da percolação. Utilizando um modelo espacialmente neutro, desenvolvido com base em probabilidades condicionais e 12 variáveis ambientais, MILNE *et al.* (1989) estudaram os efeitos da fragmentação (isolamento) sobre a utilização do hábitat por uma espécie de veado (*Odocoileus virginianus*). Comparando a localização do hábitat previsto pelo modelo com a localização conhecida (observada) do hábitat dos veados, os autores verificaram que os locais contendo hábitats isolados, não eram utilizados pela espécie.

A ecologia da paisagem considera que processos geram padrões e padrões controlam os processos ecológicos em diferentes escalas (TURNER, 1989). Em alguns casos, como no estudo de manchas de tipos de cobertura do terra, não é difícil inferir sobre as causas dos padrões observados (*ex.* fragmentação). Contudo, na medida em que o que constitui uma mancha ou padrão da paisagem é menos evidente, muitas vezes é difícil inferir sobre as suas causas ou seus efeitos. Nesse contexto, a comparação dos resultados de modelos neutros com os padrões observados, constitui uma estratégia importante para a interpretação da paisagem. Um resultado importante dessa comparação é simplesmente a rejeição da hipótese de que os padrões da paisagem são gerados aleatoriamente e a conclusão de que outros mecanismos constituem as suas causas.

2.3.2. A integração de modelos nos planos de amostragem da paisagem

De forma geral, o estudo da paisagem assim como o manejo dos ecossistemas (CHRISTENSEN *et al.*, 1996), envolve o monitoramento de grandes áreas ao longo de escalas temporais maiores do que as envolvidas nos estudos tradicionais dos ecossistemas. Em ambos os casos, a complexidade dos processos estudados e as grandes extensões envolvidas, resultam em dificuldades logísticas que dificultam a condução de experimentos, o teste de hipóteses e a geração de previsões detalhadas em escalas regionais. Além dos modelos neutros, outras estratégias consideradas no estudo da paisagem, no sentido de contornar essas dificuldades, são a amostragem da paisagem em múltipla escala e a integração de modelos nos planos de amostragem da paisagem (URBAN, 2002). A primeira consiste em coletar amostras suficientemente espalhadas, para que cubram a maior parte da área de estudo, mas também localizadas suficientemente próximas umas das outras, para que capturem os padrões em pequenas escalas. A segunda consiste em pré- selecionar as observações que podem, da melhor forma possível, auxiliar na interpretação dos padrões da paisagem e no monitoramento da sua variação ao longo do tempo. Tal seleção é realizada considerando-se que nem todos os dados têm a mesma importância: algumas observações são mais informativas sobre hipóteses específicas do que outras, que podem não fornecer qualquer discernimento sobre as mesmas questões (URBAN *et al.* 2000; URBAN, *op cit.*).

De acordo com URBAN (2002), a integração de modelos no planejamento da amostragem da paisagem envolve três etapas, que podem retornar o

máximo de informação sobre o sistema com o mínimo esforço (tempo expendido na coleta dos dados):

1. A execução do modelo a fim de caracterizar o valor relativo das observações (análise de sensibilidade),
2. O mapeamento do valor das observações no espaço geográfico, e
3. A utilização dos mapas com o valor relativo das observações, como guias para o planejamento de programas de monitoramento ou de amostragem da paisagem.

Árvores de decisão - Modelos de classificação por árvore

Um exemplo da integração de modelos no planejamento da amostragem da paisagem é a utilização de árvores de decisão, ou mais formalmente, dos modelos de classificação e regressão por árvore (MOORE *et al.*, 1990; FLICK,1998; URBAN *et al.*, 2002). As árvores de decisão constituem estruturas lógicas, ou modelos conceituais, dos padrões ou processos na paisagem. Um benefício da utilização dessa estratégia é a formalização do modelo, que força o pesquisador a ser específico sobre as suas idéias, orientando-o na coleta de dados (URBAN *et al.*, *op. cit.*).

URBAN (2002) exemplifica a utilização dessa abordagem por meio de um de estudo hipotético, cujo objetivo é inferir sobre os fatores que limitam a abundância local de uma espécie que ocorre em áreas de várzea em uma paisagem montanhosa. São consideradas as seguintes hipóteses: 1. *A distribuição da espécie é*

limitada pela distribuição do seu hábitat; 2. A espécie tem o comportamento de uma metapopulação e sua distribuição é limitada pela dispersão; 3. Os impactos das atividades humanas são o principal fator controlador da sua distribuição. A estratégia para o entendimento da questão proposta está em isolar os casos de maior relevância, considerando-se que procurar pela espécie na extensão total da área de estudo pode ser ineficiente, além de não ajudar a responder a questão de interesse. A fim de simplificar essa tarefa, as manchas de hábitat foram classificadas no exemplo, em dois tipos ou casos: hábitat *versus* não hábitat, conexas *versus* isoladas, próximas à estradas *versus* distantes de estradas (nesse caso, a distância das estradas representa uma estimativa da probabilidade de perturbações). Três questões e dois casos possíveis para cada uma, resultam em oito combinações de condições que podem explicar a distribuição da espécie, as quais são representadas em uma árvore de decisão (Figura 2.4).

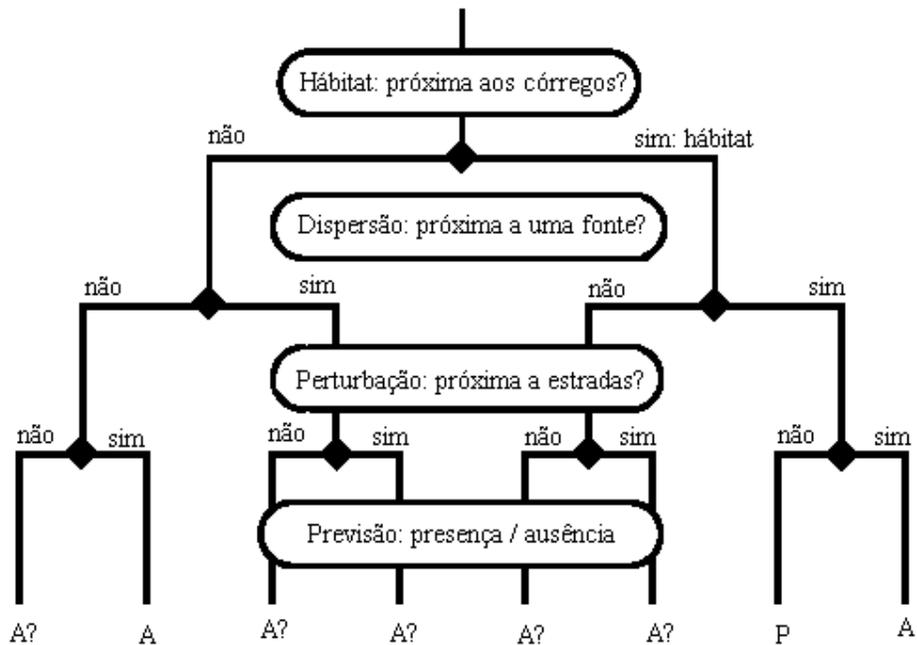


Figura 2.4: Árvore de decisão ilustrando o papel da disponibilidade do hábitat, da sua acessibilidade e de perturbações de origem antrópica na distribuição local de uma espécie hipotética. Os ramos são classificados como *P* (espécie presente), como *A* (espécie ausente) ou como “?” no caso de indefinições. FONTE: URBAN, 2002, adaptada pela autora.

Uma amostragem compreensiva da paisagem representaria todos os ramos da árvore de decisão. Contudo, para árvores mais complexas, ou em vários níveis, a amostragem de todos os ramos da árvore constituiria uma tarefa inviável por razões logísticas. Nesses casos, nota-se que algumas hipóteses podem ser isoladas na árvore, direcionando a amostragem. Analisando o exemplo da Figura 2.4, URBAN (*op. cit*) considera que se o maior interesse é testar o impacto das atividades humanas sobre a distribuição das manchas de hábitat, apenas dois ramos da árvore de decisão

são de interesse imediato. As melhores observações nesse caso, são as amostras que possuem hábitat de boa qualidade e não apresentam limitações à dispersão. Manchas isoladas, com hábitats de pouca qualidade, podem não estar ocupadas por essas razões, não permitindo que inferências sejam feitas sobre a função das perturbações na distribuição da espécie. Se, por outro lado, as limitações à dispersão são o foco de interesse, as áreas de hábitat próximas às estradas ou de outra forma propensas a perturbações, podem confundir o estudo da dispersão.

A estrutura da árvore de decisão é consistente com a abordagem estatística da análise de classificação e regressão por árvore. Os modelos de classificação e regressão por árvore dividem o conjunto dos dados em grupos hierárquicos, os quais apresentam diferentes valores da variável resposta. Diferentemente dos modelos lineares convencionais que utilizam relações lineares entre as variáveis preditoras (x) e a variável resposta (y), os modelos de classificação e regressão por árvore possibilitam a análise de variáveis categóricas. Além disso, em modelos de regressão linear, as exceções à regra preditora dos valores de y aparecem como resíduos, enquanto que nos modelos de regressão por árvore, as exceções às regras preditoras são caracterizadas mais explicitamente (BREIMAN *et al.*, 1984).

A amostragem de uma árvore de decisão pode ser estruturada em um Sistema de Informações Geográficas, por meio da transcrição da combinação das condições que definem o hábitat (MOORE *et al.*, 1990; FLICK, 1998). Depois de mapeadas, essas condições podem ser sub-amostradas por meio da utilização de outro método de amostragem. Na medida em que amostras se acumulam e são

utilizadas para validar o modelo explicativo, estimativas mais refinadas do modelo podem ser desenvolvidas.

O grafo matemático como um modelo de representação da paisagem

Há casos que necessitam da aplicação de modelos mais complexos do que as árvores de decisão (URBAN, 2002). KEITT *et al.* (1997) por exemplo, desenvolveram uma abordagem para a identificação de manchas de habitat importantes para a persistência de uma espécie ameaçada de coruja (*Strix occidentalis lucida*) espacialmente estruturada como uma metapopulação, isto é, como populações discretas ligadas pela dispersão pouco freqüente de indivíduos (HANSKI & GILPIN, 1991). No trabalho citado, KEITT *et al.* desenvolveram medidas para a quantificação da conectividade da paisagem em várias escalas e testaram os efeitos de alterações na configuração da paisagem sobre essas medidas. Os autores indexaram a conectividade como a amplitude de correlação (C), calculada com base em dados *raster*, em que uma mancha de habitat corresponde a um aglomerado de células de habitats potenciais, definidos por tipos de cobertura do terra. A amplitude de correlação dos aglomerados de habitat (C) foi calculada como:

$$C = \frac{\sum_{s=1}^m (n_s R_s)}{\sum_{s=1}^m n_s}, \text{ em que } m \text{ é o número de aglomerados de habitat e } n_s \text{ é o seu}$$

número de pixels. Na fórmula em questão, R é definido por:

$$R = 1/n \sum_{i=1}^n \sqrt{(x_i - \bar{x})^2 + (y_i - \bar{y})^2}, \text{ em que } \bar{x} \text{ e } \bar{y} \text{ são as médias das coordenadas } x \text{ e } y$$

dos n pixels que fazem parte de um aglomerado. R é uma medida conhecida como o raio de revolução (*radius of gyration*) que representa a distância média que um organismo colocado ao acaso no interior de um aglomerado de pixels (hábitat) terá que percorrer antes de encontrar um de seus limites. C é a conectividade média de todos os aglomerados na paisagem, representando a distância média que um animal terá que percorrer antes de encontrar uma barreira. Os autores realizaram também uma análise de sensibilidade, em que os habitats foram removidos seqüencialmente da paisagem e a amplitude de correlação foi recalculada. As manchas de habitat foram então classificadas em função da alteração na amplitude de correlação. A mancha classificada como a mais importante para a conectividade da paisagem foi aquela cuja remoção resultou no maior decréscimo do valor da amplitude de correlação. Tendo em vista que tal análise ressaltaria as maiores manchas como as mais importantes, o efeito de cada mancha (a variação no valor do coeficiente de correlação) foi posteriormente dividido pela sua área, ressaltando também as pequenas manchas, localizadas em posições - chave para a dispersão da espécie (pontos de ligação).

URBAN (2002) considera a análise realizada por KEITT *et al.* (1997) como uma abordagem macroscópica, baseada na análise de mapas sem incorporar detalhes sobre os processos demográficos ou sobre a dispersão da espécie. Nesse sentido, a ordenação da importância das manchas de habitat não permite constatações sobre a biologia da população considerada. Contudo, as manchas de habitat identificadas como importantes, são candidatas para estudos futuros ou para o monitoramento dessa população, apesar de possivelmente não constituírem as áreas naturalmente escolhidas para o estudo de espécies raras ou ameaçadas. As áreas

escolhidas para o estudo dessas espécies, provavelmente seriam aquelas que possuem os maiores tamanhos. De acordo com URBAN (2002) a análise de KEITT (1997) sugere que as localizações mais informativas para o monitoramento de metapopulações podem não ser óbvias nem tão pouco suportar populações viáveis, o que ressalta a utilidade da integração de modelos ao planejamento da escolha de áreas para estudo e monitoramento na paisagem.

URBAN & KEITT (2001) estenderam a aplicação da abordagem anteriormente descrita, adotando a estrutura computacional da teoria dos grafos. Grafos são constituídos de um conjunto finito de nós também chamados de vértices e um conjunto finito de arestas também chamadas linhas, mais uma regra que define quais arestas ligam quais pares de vértices (BOAVENTURA- NETTO, 1979) (Figura 2.5).

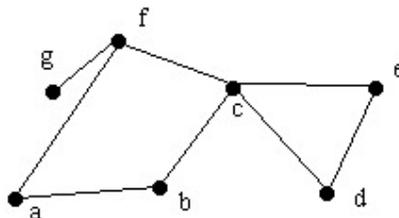


Figura 2.5: Exemplo de um grafo definido por um conjunto de $p = 7$ nós $\{a, b, c, d, e, f, g\}$ e $q = 8$ arestas $\{ab, bc, cd, de, ec, cf, fg, af\}$ (Organizada pela autora).

Por serem amplamente utilizados em outras disciplinas, como base para a realização de operações que descrevem relações entre objetos, os grafos possuem algoritmos eficientes e bem desenvolvidos. Além disso, diferentemente do modelo matricial (*raster*), freqüentemente empregado na representação da paisagem nos Sistemas de Informações Geográficas, os grafos são estruturas compactas que

apresentam poucas limitações para a incorporação de grande quantidade de informações (URBAN & KEITT, 2001) (Figura 2.6).

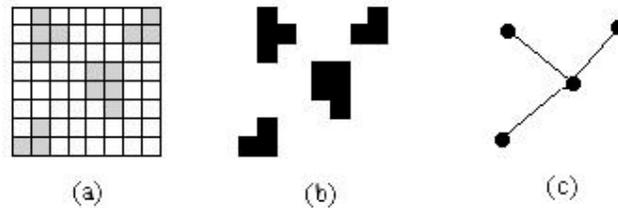


Figura 2.6: Exemplos de um modelo matricial (*raster*) (a), vetorial (b) e de um grafo matemático (c) utilizados na representação do mesmo conjunto de dados. As arestas do grafo indicam ligações funcionais entre os nós, as quais estão implícitas - ou não são definidas - nos modelos *raster* ou vetorial (Organizada pela autora).

Na análise da paisagem, os nós representam elementos espaciais como manchas de hábitat discretas e as arestas podem representar a dispersão de organismos, transferências de material ou energia ou outros fluxos específicos. Em alguns casos as arestas indicam o grau ou a intensidade das ligações entre vértices representados por taxas de deslocamento ou por probabilidades de dispersão dos organismos (BUNN *et al.*, 2000).

De acordo com CANTWELL & FORMAN (1993), a utilização do grafo como um modelo para a representação da paisagem satisfaz três critérios mínimos que o diferenciam de outras abordagens empregadas para o mesmo fim e que o tornam especialmente útil para o estudo da conectividade da paisagem: 1. Enfatiza a configuração espacial das unidades da paisagem, 2. Enfatiza as interações e fluxos entre as mesmas, 3. Permite relacionar a configuração espacial das unidades da paisagem e os fluxos ou interações entre elas, em paisagens e escalas

diferentes. Esses autores utilizaram o grafo matemático como um modelo de representação, para identificar padrões espaciais comuns a diferentes paisagens. Também utilizando o grafo matemático, BUNN *et al.* (2000) verificaram as implicações de alterações na estrutura da paisagem para a conservação das populações de duas espécies que utilizam o mesmo hábitat mas apresentam capacidades de deslocamento diferentes, demonstrando que a definição do grafo e a conectividade da paisagem são dependentes do organismo considerado. URBAN & KEITT (2001) exploraram as potencialidades da utilização de uma abordagem grafo-teórica para o estudo de metapopulações em paisagens fragmentadas, destacando dois tipos de operação de interesse ecológico: a remoção de vértices e a remoção das arestas do grafo que podem simular a eliminação de áreas de hábitat ou de ligações funcionais entre as mesmas.

2.4. Considerações sobre a conectividade da paisagem

A conectividade é definida como a capacidade da paisagem facilitar ou impedir os fluxos ecológicos como, por exemplo, o deslocamento de organismos entre manchas de recursos (TAYLOR *et al.*, 1993). Assim definido, esse conceito relaciona os padrões espaciais e os processos ecológicos, sendo portanto, atraente para o estudo da paisagem.

Embora atraente, o conceito da conectividade da paisagem tem sido de difícil implementação, devido às várias interpretações atribuídas a ele (MCGARIGAL *et al.*, 2002). A revisão de trabalhos na literatura (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000) mostra que a conectividade tem sido algumas vezes utilizada

como um conceito estrutural e em outras como um conceito funcional. O aspecto estrutural da conectividade da paisagem refere-se à contigüidade de manchas de hábitat ou padrões da paisagem e pode ser medido por meio de vários índices, levando à conclusão de que essa é uma característica generalizada da paisagem (SCHUMAKER, 1996). O aspecto funcional por outro lado, refere-se à resposta das espécies à estrutura da paisagem, sendo dependente das escalas espacial e temporal em que a espécie responde aos padrões da paisagem (a distância de dispersão da espécie, relativa à distância entre manchas de hábitat e o tempo da geração dos indivíduos, relativo ao tempo de persistência da mancha na paisagem) (FAHRIG, 1992). Nesse sentido, a paisagem apresenta diferentes conectividades para diferentes organismos, em múltiplas escalas (NOSS, 1991). Dependendo dos padrões de deslocamento dos organismos, a conectividade estrutural e funcional da paisagem podem ter o mesmo significado. Isso ocorre quando o deslocamento de um organismo é restrito aos tipos de cobertura da terra que correspondem ao seu hábitat (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000). Essa situação constitui a base da maioria das medidas de conectividade baseadas na teoria da percolação.

TISCHENDORF & FAHRIG, *op cit.* consideram ainda que em alguns estudos, a conectividade da paisagem é interpretada como o isolamento de manchas de hábitat determinado por taxas de imigração, em outros ela é associada ao conceito de corredores. Contudo, tanto o conceito de isolamento como o de corredores estão inseridos na conectividade desde que dependem de características da paisagem e da espécie. O isolamento é determinado por taxas de imigração que dependem do número de habitats ocupados ao redor da mancha de interesse, do número de emigrantes, da natureza da matriz e das características de deslocamento da espécie.

Da mesma forma, a contribuição dos corredores para o deslocamento de organismos depende das suas características (do corredor), de características da matriz e das respostas da espécie em questão.

A conectividade da paisagem tem sido medida com base em modelagens da simulação do deslocamento de organismos em paisagens heterogêneas, e mais raramente, com base em estudos empíricos. SCHUMAKER (1996), por exemplo, simulou o movimento de organismos em paisagens amostradas de um banco de dados em um Sistema de Informações Geográficas, e em mapas artificiais da paisagem, criados pela determinação aleatória da ocupação de células de hábitat. A conectividade foi medida como a fração média de indivíduos que se dispersaram com sucesso durante o curso de uma simulação, estabelecendo-se em territórios desocupados. DOAK *et al.* (1992) utilizaram o tempo de busca para quantificar a conectividade, examinando também os efeitos da escala espacial sobre o sucesso de dispersão dos indivíduos. O tempo de busca é o tempo necessário para que uma mancha de hábitat seja localizada. Aglomerados de células de hábitat foram criados em diferentes escalas espaciais e indivíduos virtuais foram soltos em um hábitat, prosseguindo uma caminhada aleatória até que uma nova mancha de hábitat diferente da de origem fosse encontrada. Foi registrado para cada indivíduo, o tempo de busca necessário para encontrar uma nova mancha de hábitat. A média e o desvio padrão de todos os tempos de busca de todos os indivíduos foi calculada e relacionada à escala de aglomeração do hábitat. A aglomeração de hábitats em grandes escalas (poucas e grandes manchas) resultou em tempos maiores do que em pequenas escalas (manchas pequenas).

Os estudos empíricos sobre a conectividade da paisagem são de difícil realização desde que a dispersão de muitas espécies ocorre geralmente, uma vez a cada geração. Nesse sentido, apesar dos estudos sobre o deslocamento não medirem a conectividade eles são úteis para revelar a importância de parâmetros na determinação da conectividade e as respostas do deslocamento dos organismos a mudanças na estrutura da paisagem (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000). Nesse sentido, PITHER & TAYLOR (1998) realizaram um experimento de marcação e recaptura de duas espécies, *Calopteryx aequabilis* e *C. maculata* (Odonata: Calopterygidae), a fim de explorar empiricamente os componentes da conectividade da paisagem. Determinando a habilidade das duas espécies se deslocarem através de dois tipos de hábitat que fazem parte das suas atividades diárias, os autores concluíram que a alteração na estrutura da paisagem pode afetar processos no nível populacional de formas distintas e em diferentes escalas.

O conceito de conectividade é essencial na medida em que a sobrevivência das espécies em hábitats fragmentados por atividades humanas ou naturalmente distribuídos de forma heterogênea na paisagem, depende da colonização de manchas de hábitat após extinções locais, o que garante a persistência da população na escala regional. A colonização de manchas de hábitat por sua vez, depende de aspectos da estrutura da paisagem e das características da dispersão da espécie - do deslocamento seguido de reprodução (FAHRIG & MERRIAM, 1994).

O efeito da fragmentação sobre a extinção das espécies foi inicialmente estudado com base na aplicação da teoria de biogeografia de ilhas para paisagens terrestres, considerando-se dois parâmetros espaciais: a área e o grau de isolamento entre os fragmentos de hábitat. Recentemente, os modelos da dinâmica de

metapopulações - populações conectadas pela migração pouco freqüente de indivíduos (HANSKI & GILPIN, 1991) - têm guiado os estudos sobre os efeitos da fragmentação e as práticas de manejo conservacionistas aos ecossistemas terrestres (METZGER, 1999; MARINI-FILHO & MARTINS, 2000). De acordo com WIENS (1996), a teoria de metapopulações tem atraído grande atenção dos biólogos por oferecer esperanças de que as extinções de populações em manchas ou fragmentos de hábitat, não necessariamente levam a extinções em escalas regionais.

O modelo clássico de metapopulações (LEVINS (1970) citado por HANSKI & GILPIN (1991) e HARRISON (1991)) considera o equilíbrio entre colonizações e extinções locais em manchas de hábitat de mesmo tamanho e qualidade, igualmente acessíveis aos indivíduos de uma espécie. Contudo, uma revisão da literatura empírica mostra que as extinções locais não desempenham o mesmo papel em todas as situações (HARRISON, 1991). Os modelos metapopulacionais que mais se aproximam das situações observadas na natureza constituem variações do modelo clássico de Levins. Esses modelos são denominados: 1. *Continente – ilhas* em que as populações localizadas em manchas pequenas são as mais afetadas por extinções, 2. *Fonte – sumidouro* em que as extinções afetam principalmente os habitats de baixa qualidade, 3. *Populações heterogeneamente distribuídas (patchy populations)* em que a probabilidade da ocorrência de extinções é pequena – ou nem ocorre - desde que a dispersão entre manchas é alta, e as 4. *Metapopulações em desequilíbrio*, em que as extinções locais são uma manifestação do declínio regional da espécie (HARRISON, *op cit.*) (Figura 2.7).

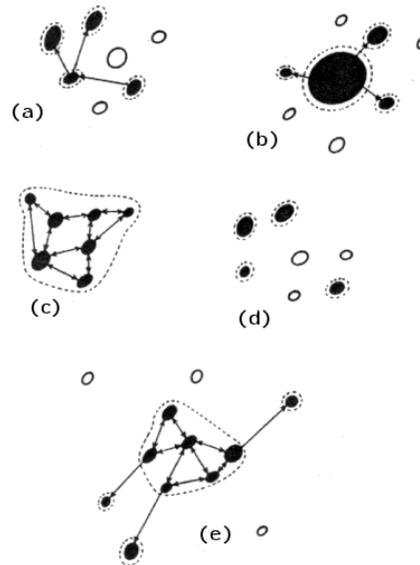


Figura 2.7: Diferentes tipos de metapopulações. (a) o modelo de Levins, (b) o modelo continente – ilhas, (c) populações espacialmente heterogêneas (*patchy populations*), (d) uma metapopulação em equilíbrio, (e) um caso intermediário que combina b e c. Os círculos preenchidos e vazados representam respectivamente as manchas de hábitat ocupadas e desocupadas. As linhas pontilhadas representam os limites das “populações” e as linhas preenchidas indicam a dispersão (colonização) entre as áreas. FONTE: HARRISON (1991), adaptada pela autora.

Quando características como as representadas nas variações dos modelos metapopulacionais são consideradas, fatores como: (1) as variações no tamanho e qualidade do habitat, (2) as relações espaciais entre os elementos da paisagem, (3) as características da dispersão dos organismos de interesse, e (4) variações temporais na estrutura da paisagem (a escala temporal), são fundamentais para a persistência da espécie (FAHRIG & MERRIAM, 1994). Dentro dessa

perspectiva e de um ponto de vista aplicado, a conservação da biodiversidade depende grandemente da conectividade da paisagem (METZGER, 1999).

3. Objetivos

Com base nas considerações anteriores, este estudo tem como objetivo explorar a integração de modelos na análise da paisagem. O presente trabalho não enfatiza a avaliação do desempenho dos modelos em função do seu poder de previsão, mas sim o conjunto de técnicas e metodologias desenvolvidas para a obtenção dos mesmos, com vistas ao desenvolvimento integrado de análises que possibilitem testar hipóteses e buscar respostas sobre as interações entre padrões e processos na paisagem. Para tanto, essa proposta foi baseada em estudos prévios, reportados pela literatura da ecologia da paisagem, buscando integrar os seus conceitos e teorias com as tecnologias do sensoriamento remoto e especialmente, dos Sistemas de Informações Geográficas.

4. As áreas de estudo

As análises que fazem parte desse estudo foram realizadas em duas áreas. A primeira compreende a Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e parte da Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA). A segunda corresponde à paisagem em que estão inseridas a EEJ e EELA, compreendendo o trecho da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu classificado como ‘médio Mogi superior’ pelo comitê de bacias hidrográficas do rio Mogi Guaçu e Pardo (SÃO PAULO/SMA, 1995).

A EEJ e a EELA foram alvos de um plano conceitual de manejo elaborado por PIRES (2000) e do estudo realizado por DORNELLES (2000), que estimou o tamanho populacional de três espécies de primatas, a utilização do seu hábitat e o mapeamento de sua distribuição na área em questão. Embora outros levantamentos sobre a ocorrência de espécies tenham sido realizados na EEJ e EELA (TALAMONI, 1996; DALMOLIN, 1999; DIAS, 2000; MOTTA –JUNIOR, 2000; MOTTA-JUNIOR & ALHO, 2000; TALAMONI *et al.*, 2000), até o momento, somente o estudo de DORNELLES (2000) contém informações espaciais explícitas sobre a distribuição das mesmas, tendo por esse motivo, determinado a escolha de uma das áreas do presente trabalho.

A segunda área, a paisagem em que estão inseridas a EEJ e EELA, está localizada entre as coordenadas 22°00’ e 21°15’ de latitude Sul e 48°15’ e 47°15’ de longitude Oeste e abrange em parte, ou na sua totalidade, os municípios de Araraquara, Ibaté, Motuca, Rincão, Santa Lúcia, Américo Brasiliense, São Carlos, Pradópolis, Guatapará, Luiz Antonio, Santa Rita do Passa-Quatro, Descalvado,

Pirassununga, Porto Ferreira, Santa Cruz das Palmeiras, Ribeirão Preto, Cravinhos, São Simão, Dumont, Barrinha, Jaboticabal e Guariba. A localização dos municípios na área estudada é mostrada na Figura 4.1.

Além da Estação Ecológica de Jataí, nessa região estão localizadas duas outras unidades de conservação de grande importância no contexto do interior do Estado de São Paulo: o Parque Estadual de Vassununga e o Parque Estadual de Porto Ferreira. Essas três Unidades de Conservação constituem importantes representantes dos ecossistemas de cerrado e mata semidecídua no interior do Estado de São Paulo, estando inseridas em uma região intensamente cultivada, comprometida por um intenso processo de fragmentação e desmatamento nas últimas três décadas (KRONKA, 1998). Como resultado desse processo, a vegetação nativa está predominantemente representada por um grande número de fragmentos, com tamanhos e graus de conservação variados, localizados principalmente em propriedades particulares.

5. Modelos de classificação por árvore para a localização de áreas de ocorrência potencial de espécies.

Palavras-chave: modelos de classificação por árvore, sistemas de informações geográficas (SIG), ocorrência de espécies, Estação Ecológica de Jataí, Estação Experimental de Luiz Antônio.

Key-words: classification tree models, geographic information systems (GIS), species occurrence, Ecological Station of Jataí, Experimental Station of Luiz Antônio.

5.1. Resumo

O presente trabalho apresenta uma estimativa das áreas de maior probabilidade de ocorrência de três espécies de primatas na Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio, SP), utilizando dados sobre a localização precisa das espécies e de algumas variáveis ambientais, analisadas com base na aplicação de um modelo de classificação por árvore. Os resultados mostram que a variável ambiental uso da terra representa a principal associação com as três

espécies. A introdução dos resultados em um Sistema de Informações Geográficas, permitiu localizar na área de estudo, outros locais com as mesmas combinações das variáveis ambientais em que as espécies foram localizadas. Embora um número maior de observações seja necessário para o desenvolvimento de modelos mais satisfatórios, ao menos para uma das espécies estudadas, os resultados deste trabalho constituem modelos exploratórios importantes que poderão subsidiar futuros trabalhos de campo, possibilitando também a inclusão de mais informações sobre a ecologia das espécies e sobre as alterações ambientais locais. Os resultados desse trabalho reforçam também a importância da manutenção da qualidade ambiental da Estação Ecológica de Jataí na perspectiva de assegurar a manutenção da biodiversidade no contexto da paisagem local.

5.2. Abstract

This study describes a method of locating sites, in the Ecological Station of Jataí and Experimental Station of Luiz Antônio, where the probability of occurrence of three primate species is highest. It analyses data on species occurrence and on landscape variables, developed in a geographic information system (GIS), using classification tree models. The resulting models show that land cover is the landscape variable most strongly associated with the species. They also generate prediction rules for the species potential sites of occurrence, which are projected back onto the landscape, locating other places that have the same combination of environmental conditions. Although a greater number of observations is necessary to develop better models for at least one of the species in the study, the models represent a valuable exploratory guide, which should facilitate prospective field surveys. They can easily be updated

in a GIS to incorporate additional information on the species biology and on environmental change. These results also reinforce the importance of biological conservation in the Jataí Ecological Station, for the maintenance of biodiversity in the local landscape context.

5.3. Introdução

Pesquisadores e tomadores de decisão têm considerado que comunidades e ecossistemas, muito mais do que espécies, devem ser o alvo de estudos em projetos voltados à conservação da biodiversidade. Acredita-se que com essa estratégia, não somente as espécies serão protegidas, como também outros bens e serviços ambientais proporcionados pelos ecossistemas indispensáveis para a manutenção da vida (NOSS, 1987; FRANKLIN, 1993).

A concentração de esforços para a conservação de espécies indicadoras ou focais contempla essa estratégia, na medida em que tem como objetivo garantir, com base na conservação de seu hábitat, a preservação de comunidades biológicas e dos processos ecológicos a elas associados (PRIMAK, 1998). Essa abordagem torna-se viável somente com base na identificação das áreas de hábitat, necessitando informações sobre os locais de ocorrência das espécies e suas reais relações com o ambiente.

Dados precisos sobre a ocorrência de espécies são freqüentemente raros, especialmente nas regiões tropicais, onde a grande diversidade biológica dos

ecossistemas torna esse tipo de inventário uma tarefa onerosa e inviável a curto prazo. Quando existentes, eles são freqüentemente apresentados com pequena resolução espacial, estimando grosseiramente a relação entre a localização das populações ou comunidades com alguma variável ambiental climática. Além disso, raramente essas informações são atualizadas, não acompanhando as alterações antrópicas do ambiente.

Apesar das dificuldades na obtenção de dados confiáveis sobre a real localização de espécies, existe uma grande demanda por informações mais detalhadas (com grande resolução espacial), que devem subsidiar o desenvolvimento de projetos conservacionistas em grandes áreas. O desenvolvimento de modelos estatísticos que relacionam a localização das espécies a conjuntos de variáveis ambientais, definindo o seu hábitat potencial ou sua área de ocorrência potencial, oferece uma alternativa para essa dificuldade, tendo sido empregado em alguns trabalhos relacionados com a análise da ocorrência e conservação de espécies (MILNE *et al.*, 1989; DAVIS & GOETZ, 1990; MOORE, *et al.*, 1991; FLICK, 1998).

O presente trabalho tem como objetivo estimar as áreas de ocorrência potencial de três espécies de primatas da área da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio, SP), com base no desenvolvimento de um modelo estatístico de classificação por árvore que define as relações entre as localizações das espécies e combinações das variáveis ambientais disponibilizadas em um banco de dados georreferenciados, resultando no mapeamento na paisagem, das relações ambientais estatisticamente definidas.

5.4. Material e Métodos

5.4.1. Área de estudo

A área de estudo compreende a Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA), localizadas no município de Luiz Antônio, na região Nordeste do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 21°30' e 21°40' de latitude Sul e 47°40' e 47°50' de longitude Oeste (Figura 5.1). Com a denominação de Parque Estadual do Jatay essa área foi objeto de um plano de manejo conceitual direcionado aos aspectos da conservação da biodiversidade no contexto regional (PIRES, 2000). A área se destaca por sua importância em constituir um dos poucos remanescentes da vegetação nativa, razoavelmente extensa para abrigar uma grande variedade de ecossistemas (CAVALHEIRO *et al.*, 1990) e uma grande diversidade de espécies, algumas das quais ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo (TALAMONI, 1996; DALMOLIN, 1999; DIAS, 2000; DORNELLES, 2000; TALAMONI *et al.*, 2000; MANTOVANI, 2001; NERI *em prep.*). Na área estudada, a vegetação nativa é composta por diferentes tipos fisionômicos de Cerrado e também pelas matas: semidecídua, ciliar e de galeria. O histórico de perturbações antrópicas na área, parece ser o principal fator causador dos padrões espaciais na vegetação.

5.4.2. Procedimentos experimentais

Espécies e variáveis ambientais

As espécies de primatas usadas no desenvolvimento deste trabalho: *Callicebus personatus nigrifrons* (Spix, 1823) o sauá, *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) o bugio, e *Cebus apella* (Linnaeus, 1748) o macaco prego, foram anteriormente estudadas em termos da estimativa do tamanho populacional, da análise da utilização do hábitat e do mapeamento de sua distribuição para a área de estudo em questão (DORNELLES, 2000).

Apesar de outros estudos terem relacionado a ocorrência de espécies a variáveis ambientais (variáveis da paisagem) na EEJ e EELA (TALAMONI, 1996; DALMOLIN, 1999; DIAS, 2000; MOTTA –JUNIOR, 2000; MOTTA-JUNIOR & ALHO, 2000; TALAMONI *et al.*, 2000), somente o estudo de DORNELLES (2000) inclui informações explícitas sobre a distribuição das espécies, sendo por esse motivo, utilizado como base para a realização deste estudo.

No presente trabalho, as seguintes variáveis ambientais e sobre o uso da terra foram utilizadas para modelar as exigências dessas espécies com relação ao ambiente: hipsometria, clinografia, aspecto (grau de exposição da rampa), índice de convergência topográfica (ICT), uso da terra, distância das áreas antrópicas, distância dos corpos d'água, distância das estradas principais, e densidade de estradas. Essas variáveis foram selecionadas por estarem disponibilizadas no acervo cartográfico do Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental (LAPA) da UFSCar, bem como por serem consideradas potencialmente importantes como preditoras diretas da

distribuição das espécies de primatas ou de espécies vegetais, sendo neste caso, consideradas preditoras indiretas da distribuição das espécies de primatas.

No banco de dados digital do LAPA (BD-Jataí- Pires, 1994) foram obtidas as seguintes camadas de informação (*layers*): o modelo digital de elevação (MDE), os mapas de hidrografia, e localização de estradas na área de estudo (Pires, 2000). Com base no modelo digital de elevação (MDE) foram derivadas outras quatro variáveis topográficas: hipsometria, clinografia, aspecto e o índice de convergência topográfica. De acordo com MOORE *et al.* (1991) a estrutura e composição da vegetação estão freqüentemente relacionadas a essas variáveis, as quais refletem as condições climáticas locais e as condições edáficas na paisagem.

A hipsometria é um determinante da distribuição das espécies vegetais, estando diretamente relacionada à temperatura e precipitação agindo como um substituto a essas duas variáveis, difíceis de serem estimadas (MOORE *et al.*, 1991). A clinografia é um dos índices topográficos mais freqüentemente calculados para a análise ambiental. Ela afeta o fluxo e o tempo de residência da água ou da umidade na paisagem. O aspecto é a direção da declividade e fornece informações sobre a incidência solar, condições térmicas e exposição de diferentes locais. O índice de convergência topográfica (ICT) é um índice do acúmulo relativo da umidade na paisagem (WOLOCK, 1993), medindo a tendência da água de superfície acumular-se ou não em diferentes locais. O ICT calcula a área “morro acima” que contribui com o fluxo de água para determinado local e a declividade desse local. Seu cálculo é realizado pela expressão $\ln (a/\tan b)$, onde a é a área de contribuição “morro acima” e $\tan b$ é declividade local. Altos valores do ICT representam áreas para onde há grande probabilidade da água convergir (canais de córregos), enquanto

que valores inferiores representam áreas em que a probabilidade da água convergir ou se acumular é baixa (topo de morros). O índice de convergência topográfica foi calculado usando o modelo digital de elevação e uma série de comandos do programa ARC/Info e programas escritos na linguagem FORTRAN de programação. O cálculo do ICT foi efetuado de acordo com os procedimentos definidos por WOLOCK (1993).

O mapa de uso e cobertura das terras foi derivado de imagens do sensor 'Thematic Mapper' do satélite Landsat 5 datadas de 1997 e 1998. Essas imagens foram classificadas em 18 categorias: área antrópica (área contendo infraestrutura rural), campo sujo, capoeira, capoeirão, cerrado alto, cerrado alto aberto, cerrado baixo, plantação de *Eucalyptus* com sub-bosque de vegetação de cerrado, plantação de *Eucalyptus* sp, mata ciliar, mata de galeria, mata de galeria em regeneração, mata semidecídua, mata semidecídua em regeneração, mata de transição baixa, plantação de *Pinus* sp, área de várzea, água (reservatórios, lagoas marginais, lagos, córregos e rios) (DORNELLES, 2000).

A distância das áreas antrópicas, a distância dos corpos d'água e a distância das estradas principais foi calculada no programa ARC/Info (ESRI, 2000), com base na condução de uma análise de proximidade. Para cada uma das características acima descritas foi derivada uma superfície contínua em que o valor de cada pixel representa a sua distância Euclidiana da área antrópica, corpo d'água ou estrada mais próxima.

A densidade de estradas foi calculada para cada classe de uso da terra pela interseção do mapa de localização de estradas secundárias com o arquivo de uso e cobertura da terra. Dessa forma, foi calculado o comprimento total das estradas em

cada região delimitada por um determinado tipo de uso ou cobertura da terra. A densidade de estradas foi calculada dividindo o comprimento total das estradas em cada região, por sua área em m².

A metodologia da análise de classificação e regressão por árvore

Para a obtenção do mapa da ocorrência potencial das espécies de primatas foi utilizado um modelo de classificação por árvore com o auxílio do pacote estatístico SPSS –Answer Tree e do SIG ARC/Info (ERSI, 2000).

Diferentemente dos modelos lineares convencionais que utilizam relações lineares entre as variáveis preditoras (x) e a variável resposta (y), os modelos de análise e regressão por árvore dividem o conjunto dos dados em grupos hierárquicos, os quais apresentam diferentes valores da variável resposta. Além disso, em modelos de regressão linear as exceções à regra preditora dos valores de y aparecem como resíduos, enquanto que nos modelos de regressão por árvore, as exceções às regras preditoras são caracterizadas mais explicitamente (BREIMAN *et al.*, 1984).

Existem pelo menos três técnicas de classificação e regressão por árvore que diferem quanto ao método empregado para a divisão do conjunto de dados. BREIMAN *et al.* (1984) sugerem que para testar efetivamente a precisão do modelo, mais de uma técnica deve ser utilizada. Neste estudo, foram aplicadas duas técnicas para a análise de classificação e regressão por árvore: a técnica CART (Classification And Regression Trees) e CHAID (Chi-Square Automatic Iterative Detection).

A técnica CART divide os dados repetidamente e seqüencialmente de forma que os sub-grupos resultantes de cada divisão apresentam entre si, a maior heterogeneidade possível e a maior homogeneidade interna. Essa técnica utiliza um modelo de classificação quando a variável resposta y é categórica e um modelo de regressão quando a variável resposta é numérica. Neste trabalho, a variável resposta foi categorizada como bugio, sauá, prego ou acaso. Portanto, um modelo de classificação por árvore foi utilizado.

Diferentemente da técnica CART que permite apenas partições binárias do conjunto de dados, a técnica CHAID permite a sua divisão em dois ou mais grupos por vez. Essa técnica é baseada em testes Qui-Quadrados (χ^2) os quais são aplicados seqüencialmente. Após cada aplicação, a variável preditora que apresenta a maior associação com a variável resposta é escolhida até que não ocorra mais uma associação significativa entre as variáveis preditora e resposta.

Para a aplicação dos testes foram amostradas, no SIG ARC/Info, todas as variáveis ambientais nos locais precisos onde as espécies foram observadas em campo. Para um número igual de localizações de cada animal foram amostrados pontos com localização determinada ao acaso. Nessa etapa, a variável resposta foi categorizada como espécie ou acaso. Esse procedimento permitiu diferenciar as condições ambientais nos pontos onde as espécies foram observadas daquelas dos pontos cuja distribuição é aleatória. As observações referentes a cada espécie foram analisadas, separadamente, usando a técnica CART e CHAID.

Posteriormente às análises, foram feitos testes de validação cruzada com o objetivo de estimar o erro ou taxa de má-classificação (m.c.) de cada modelo. Os testes de validação cruzada dividem aleatoriamente o conjunto de dados em sub-

amostras, utilizadas para verificar a probabilidade de que um de seus elementos seja classificado erroneamente. A média dessa probabilidade para todas as amostras é a taxa de má-classificação (BREIMAN *et al.*, 1984).

A leitura das árvores foi feita da raiz em direção aos nós terminais. As regras preditoras das relações entre as espécies e as variáveis ambientais, evidenciadas pela leitura das árvores que apresentaram as menores taxas de má-classificação, foram projetadas na paisagem por meio de rotinas escritas na linguagem macro do SIG ARC/Info. Este procedimento teve como objetivo localizar na área de estudo outros locais com as mesmas combinações das variáveis ambientais em que as espécies foram localizadas.

5.5. Resultados e Discussão

Os mapas das variáveis ambientais desenvolvidas para a área de estudo estão representados nas Figuras 5.2 e 5.3.

Na área que compreende a EEJ e EELA a altitude varia entre 515 e 852 metros, estando as áreas mais altas localizadas a nordeste e as mais baixas localizadas no limite da EEJ com o rio Mogi-Guaçu (Figura 5.2 a). As áreas de maior declividade atingem 81 graus e estão localizadas na direção nordeste, na Estação Experimental (Figura 5.2 b). Os valores do aspecto (Figura 5.2 c) indicam que a maior extensão do relevo na área de estudo está voltada para a direção Sudoeste. Os valores do índice de convergência topográfica (ICT) variaram de 52 a 230, com os

valores mais altos localizados em regiões planas próximas aos córregos e os mais baixos nas regiões mais elevadas e com maior declividade (Figura 5.2 d). Como a área de estudo apresenta pequena variação altimétrica, os índices topográficos derivados do modelo digital de elevação não apresentam grande variação na área de estudo.

A distância de qualquer lugar na área de estudo para a área urbanizada mais próxima variou de 0 a 6734 m (Figura 5.3 a). O ponto mais distante dos corpos d'água está localizado a 2461 m do córrego mais próximo (Figura 5.3 b). As áreas mais isoladas (Figura 5.3 c) estão localizadas a 2062 m de qualquer estrada principal. A densidade de estradas pode variar de 0m/m^2 a $0,02796\text{m/m}^2$. Área antrópica é a classe de uso da terra em que se configura a maior densidade de estradas (Figura 5.3 d). As diferentes classes de uso da terra identificadas na área de estudo por DORNELLES (2000) estão representadas na Figura 5.3 e.

Os modelos que apresentaram as menores taxas de má-classificação (m.c.) para as três espécies são mostrados nas figuras 5.4, 5.5 e 5.6. Esses modelos são resultado da análise do conjunto de dados pela técnica CART que apresentou taxas de má-classificação menores do que os modelos resultantes da análise dos dados pela técnica CHAID. Essa técnica parece ser menos adequada para a análise de conjuntos de dados cujo número de observações é pequeno, como é o caso do número de observações desse trabalho: 65 para o sauá, 18 para o bugio e 10 para o prego.

O modelo resultante da análise de classificação por árvore para o bugio foi o que apresentou a menor taxa de má-classificação. A análise individual dos dados dessa espécie resultou em uma taxa de má-classificação de 27% para a

técnica CART e 38% para a técnica CHAID. O bugio está mais associado às seguintes classes de uso das terras: mata ciliar, mata semidecídua, mata semidecídua em regeneração, e mata de transição baixa (Figura 5.4).

Os modelos de classificação por árvore do sauá apresentaram taxas de má-classificação de 37% para a técnica CART e de 47% para a técnica CHAID. De acordo com as regras de predição da localização dessa espécie, ela ocorre preferencialmente em áreas em que as classes de uso das terras são: campo sujo, cerradão alto, *Eucalyptus* com sub-bosque de cerrado em regeneração, mata ciliar, mata de galeria, mata de galeria em regeneração, mata semidecídua, ou mata de transição baixa, a distância aos corpos d'água é menor ou igual a 1598 m e a densidade de estradas é menor ou igual a 0,00022 m/m². Ela pode também ocorrer nas áreas ocupadas pelos mesmos tipos de uso da terra, porém cuja densidade de estradas é maior que 0,00022 m/m² se a altitude for maior que 604 m; ou em áreas ocupadas pelas mesmas coberturas da terra, se a distância dos corpos d'água for maior que 1830 m (Figura 5.5).

Considerando-se que a área de estudo apresenta uma pequena variação em sua altitude, a hipsometria não deveria ser um fator limitante da distribuição de nenhuma das espécies estudadas. Entretanto, ela aparece no modelo de classificação por árvore, provavelmente por apresentar pequena correlação com outras variáveis que explicariam melhor a distribuição dos primatas, como a distância dos corpos d'água ($r = 0,317$ e $p < 0,01$) e a distância das estradas principais ($r = 0,588$ e $p < 0,01$).

As análises de classificação por árvore para o prego mostram que ele está mais associado com os usos da terra: cerradão alto e mata semidecídua (Figura

5.6). Entretanto, estes resultados devem ser utilizados com cautela, desde que essa espécie apresentou os resultados menos satisfatórios. As taxas de má-classificação para os modelos em árvore do prego foram de 63% (técnica CART) e 78% (técnica CHAID). Esses resultados mostram que o número de observações para essa espécie foi insuficiente para determinar, por meio da análise de classificação por árvore, relações precisas e detalhadas entre as mesmas e o ambiente. O pequeno número de indivíduos dessa espécie na área de estudo pode estar relacionado principalmente, com as atividades de caça, com queimadas e com a fragmentação de habitats pela presença de um grande número de estradas (DORNELLES, 2000). Contudo, não é descartada a hipótese de que o pequeno número de indivíduos observados para essa espécie esteja associado com o método empregado para o seu levantamento em campo.

Os modelos de classificação por árvore para o bugio, o sauá, e o prego (Figuras 5.4, 5.5 e 5.6) mostraram que a cobertura da terra é a variável mais importante para explicar as exigências das três espécies de macacos com relação ao ambiente. O ICT, o aspecto, e a distância das áreas antrópicas não foram associados com a ocorrência das espécies em nenhum dos modelos. Isso se deve, provavelmente, ao número reduzido de observações analisadas. Outro fator a ser considerado é que as variáveis ambientais utilizadas, em especial os índices topográficos, representam ‘variáveis antropogênicas da paisagem’, isto é, variáveis com baixa resolução que podem ser facilmente mapeadas ou reconhecidas pelos seres humanos (MILNE *et al.*, 1989) mas que não representam aspectos relevantes da biologia das espécies, como por exemplo, a localização de algum item importante da dieta alimentar das mesmas. A falta do mapeamento preciso de variáveis

biologicamente significantes, as quais têm freqüentemente extensões muito pequenas para serem representadas em bancos de dados com escalas espaciais amplas (pequena resolução espacial), representa de acordo com LYNN *et al.* (1995), uma fonte potencial de erro nos modelos de classificação por árvore. Além disso, como mediadores entre as condições edáficas e micro-climáticas, os índices topográficos, provavelmente, refletem mais satisfatoriamente as exigências das espécies vegetais do que as das espécies de primatas com relação ao ambiente (MOORE *et al.*, 1990). A utilização dessas variáveis pode, entretanto, significar uma estratégia inicial relacionada com estimativa do hábitat potencial das espécies estudadas, desde que os modelos de regressão por árvore são modelos exploratórios eficientes. Desse modo, podem ser úteis para o direcionamento de trabalhos de campo em que ao menos uma das três espécies esteja envolvida, bem como permitirem a complementação de mais informações sobre a biologia das espécies e sobre as alterações ambientais na área de estudo.

Os outros locais que apresentam as mesmas combinações de condições ambientais definidas pelos modelos de classificação por árvore são mostrados na Figura 5.7. Essas áreas representam os locais em que há maior probabilidade das espécies de primatas serem encontradas: menor para o bugio e maior para o sauá.

Comparando as áreas de maior probabilidade de ocorrência das espécies estudadas com o zoneamento proposto no plano de manejo da EEJ e EELA (PIRES, 2000), foi possível verificar que a área de maior probabilidade da ocorrência do macaco prego (*Cebus apella*) está contemplada na zona intangível, enquanto que as áreas de maior probabilidade de ocorrência do sauá (*Callicebus personatus*

nigrifrons) e do bugio (*Alouatta caraya*) estão contempladas nas zonas intangíveis e de recuperação do plano de manejo. A provável ocorrência dessas duas espécies na zona de recuperação ressalta a necessidade da recuperação natural do ecossistema por meio dos processos de sucessão ecológica ou de ações de recuperação como propostas por PIRES (2000).

O presente trabalho demonstra a importância do mapeamento da distribuição espacial e da localização precisa das espécies, que pode ser extrapolada para outras áreas por meio da metodologia aqui empregada. São também exploradas técnicas para o desenvolvimento de variáveis da paisagem que não são frequentemente utilizadas na análise ambiental. A integração dos modelos de classificação por árvore na análise da ocorrência de espécies em uma paisagem, ao mesmo tempo em que extrapola as áreas de ocorrência das espécies, mantém a resolução espacial ou o nível de detalhamento necessário para a proposição de projetos conservacionistas. O mapeamento das áreas de ocorrência potencial de três espécies de primatas ocorrentes nas áreas da Estação Ecológica de Jataí e na Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio, SP) reforça também a importância da qualidade ambiental dessa Unidade de Conservação na perspectiva de assegurar a conservação da biodiversidade no contexto da paisagem local. É válido ressaltar que os modelos produzidos neste estudo são específicos para a área estudada e não podem ser extrapolados sem amostragens posteriores. Para que o modelo possa ser estendido para áreas adjacentes é necessário complementar a amostragem da paisagem desde que não pode ser assumido que as mesmas espécies ocorrem além da área estudada.

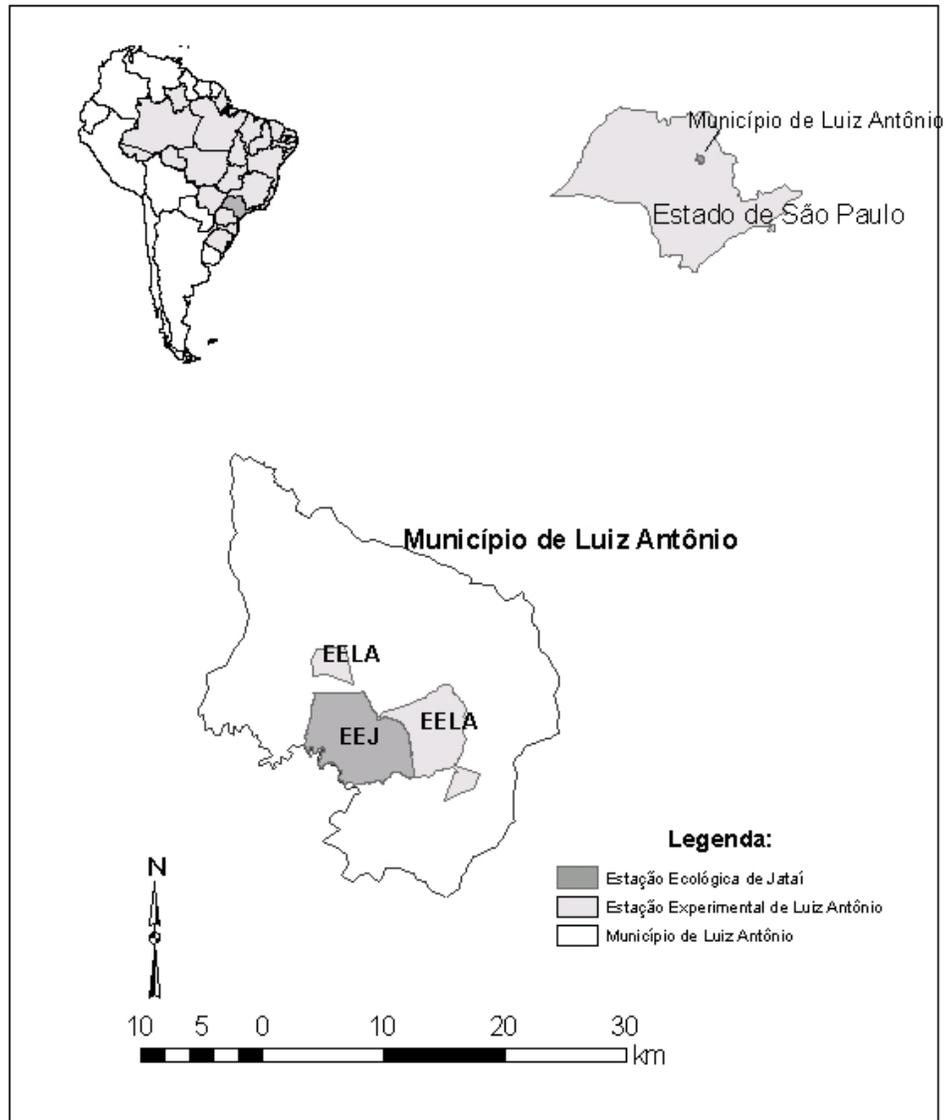


Figura 5.1: Localização da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e da Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) (Modificado de Pires, 2000).

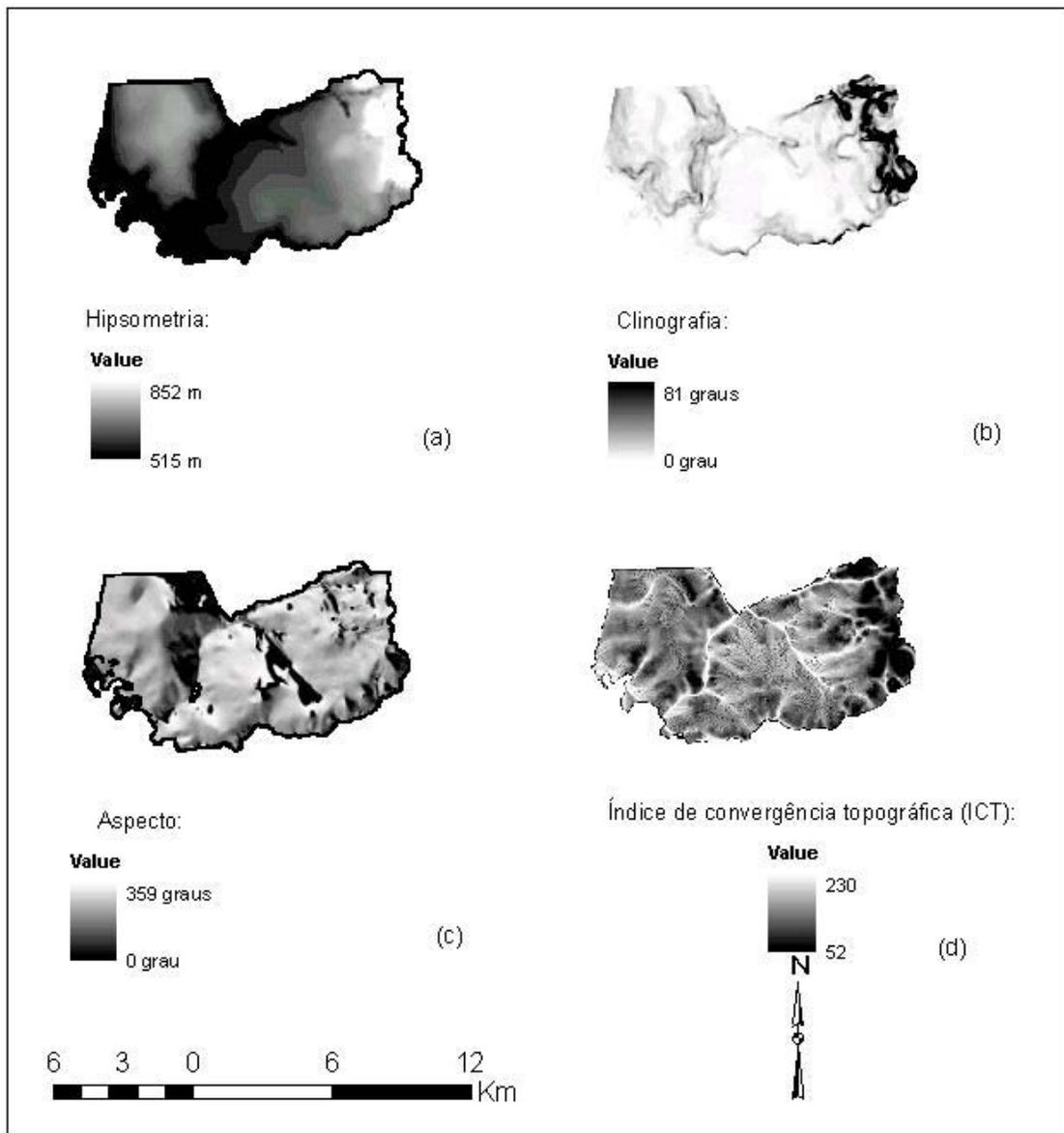


Figura 5.2: Variáveis topográficas utilizadas nos modelos de classificação por árvore: (a) altimetria, (b) declividade, (c) aspecto, (d) índice de convergência topográfica (ICT) (Organizada pela autora).

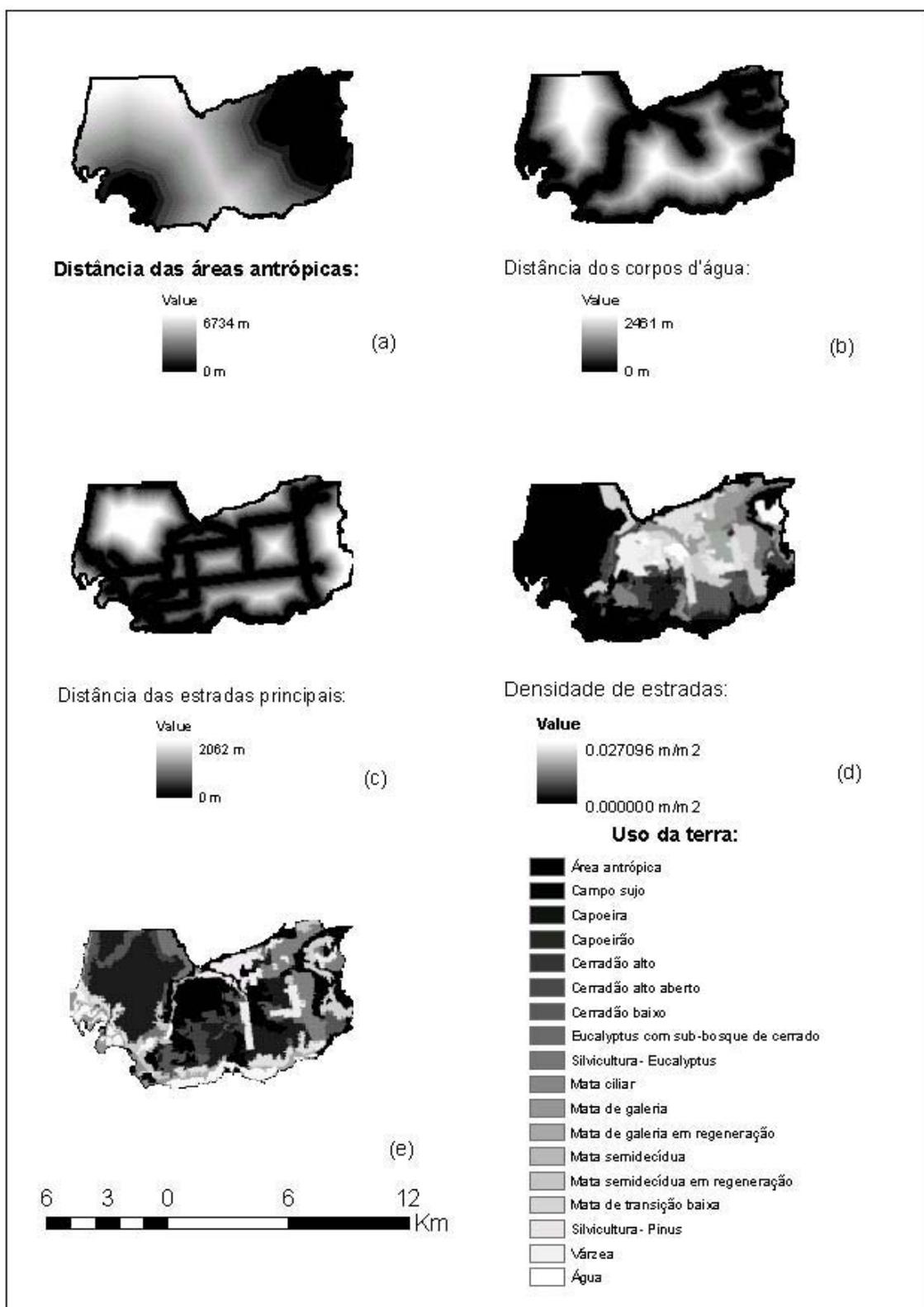


Figura 5.3: Variáveis ambientais utilizadas nos modelos de classificação por árvore: (a) distância das áreas antrópicas, (b) distância dos corpos d'água, (c) distância das estradas principais, (d) densidade de estradas, (e) uso da terra (Organizada pela autora).

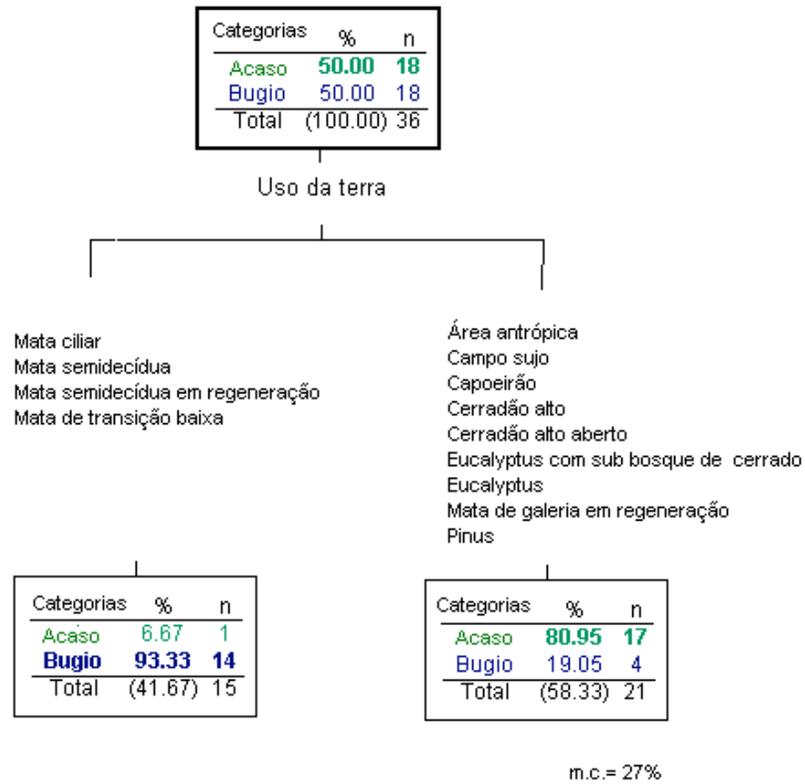


Figura 5.4: Modelo de classificação por árvore da distribuição do *bugio* (*Alouatta caraya*) na área de estudo.

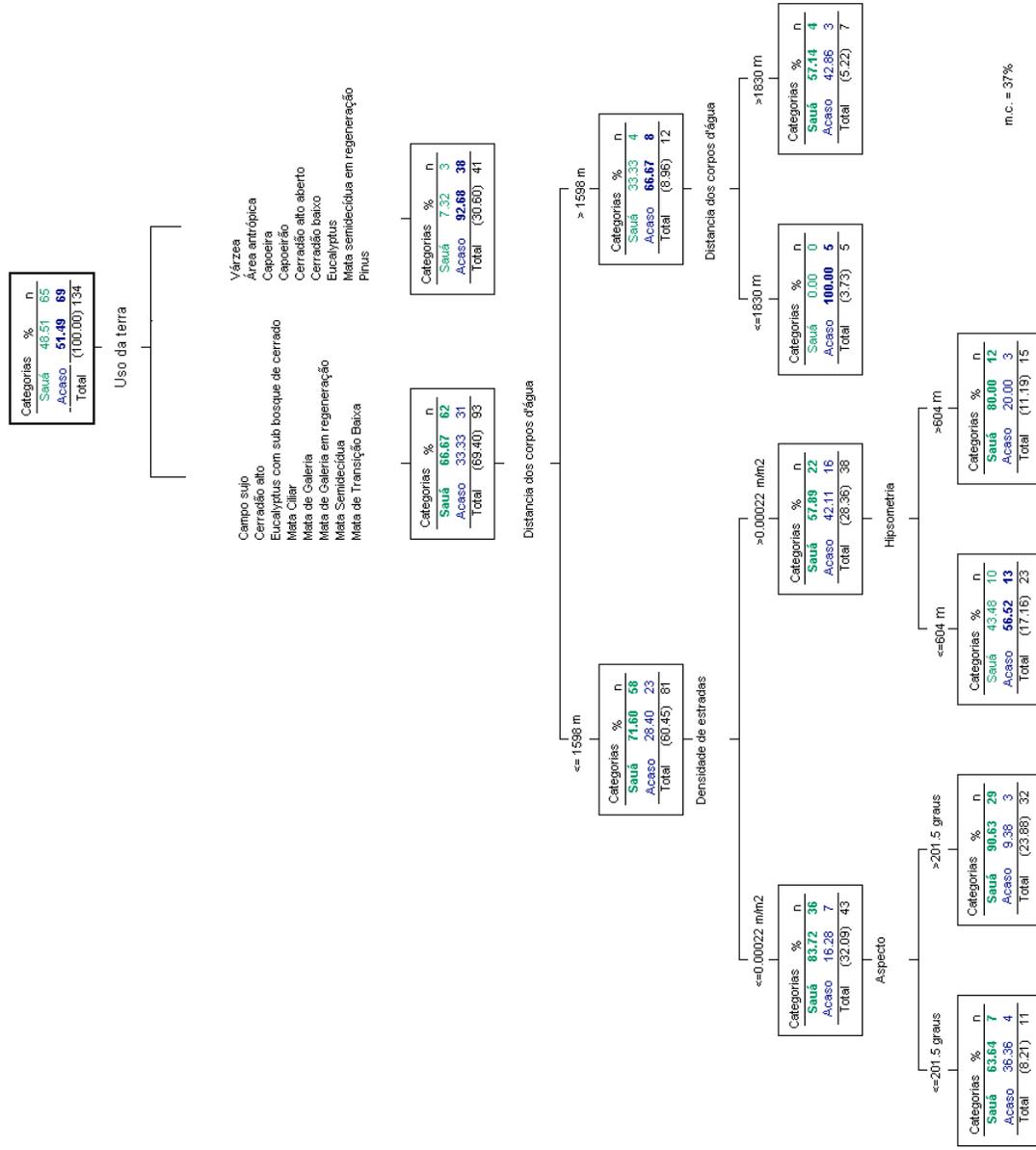


Figura 5.5: Modelo de classificação por árvore para o sauá (*Callicebus personatus nigrifrons*) na área de estudo.

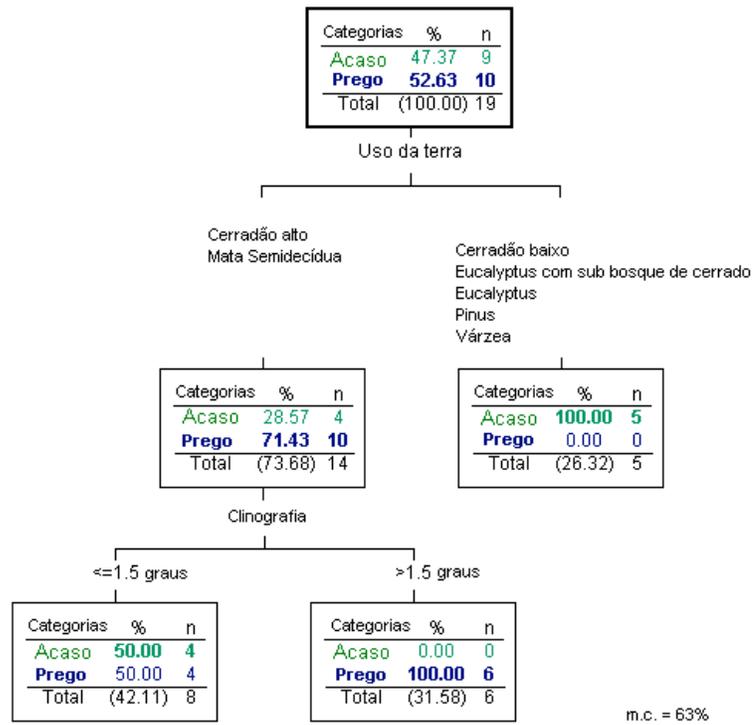


Figura 5.6: Modelo de classificação por árvore da distribuição do *prego* (*Cebus apella*) na área de estudo.

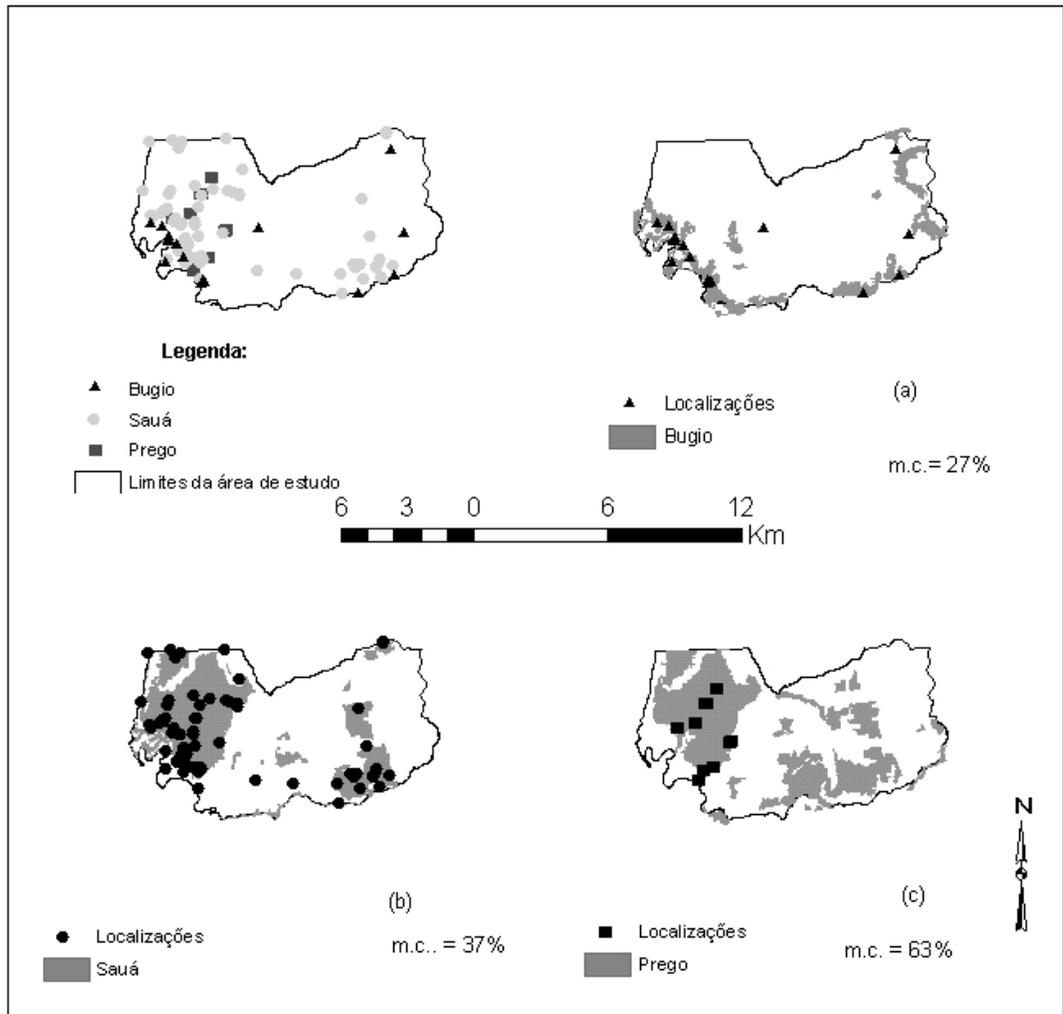


Figura 5.7: Localização das três espécies de primatas (DORNELLES, 2000), a projeção das áreas de maior probabilidade de sua localização na área de estudo e taxas de má classificação (m.c.) dos modelos de classificação por árvore.

6. O grafo como um modelo para a representação de uma paisagem fragmentada na região Nordeste do Estado de São Paulo

Palavras-chave: conectividade da paisagem, teoria dos grafos, fragmentação de habitats, manchas de habitat, teoria de metapopulações.

Key-words: landscape connectivity, graph theory, habitat fragmentation, habitat patches, metapopulation theory.

6.1. Resumo

Uma paisagem fragmentada, localizada na região Nordeste do Estado de São Paulo, foi representada como um grafo matemático em que os seus vértices representam as manchas de habitat e as suas arestas representam as distâncias de deslocamento das espécies. Com base nessa representação, foram efetuadas duas operações: a remoção das ligações entre as manchas de habitat e a eliminação das manchas de habitat da paisagem. A primeira permitiu verificar que a conectividade da paisagem é dependente da escala em que os organismos percebem os padrões espaciais e não varia linearmente em função das distâncias de deslocamento das espécies. A segunda permitiu caracterizar a importância individual de cada mancha para o recrutamento de indivíduos e para a conectividade da paisagem. Mesmo tendo sido baseada em dados preliminares, a classificação das manchas de habitat de

acordo com a sua importância para o recrutamento e conectividade representa um guia para a pesquisa dos fragmentos de hábitat na região.

6.2. Abstract

A fragmented landscape located in the northeast region of São Paulo State was represented as a mathematical graph, with its vertices representing habitat patches and its edges representing species dispersal distances. Two graph operations, edge and node removal, were carried out, corresponding to research questions concerning to the removal of functional connections between patches, and to issues related to the loss of habitat patches through changes in land use. The removal of functional connections between patches indicates that landscape connectivity is scale dependent, exhibiting a non linear transition at characteristic distances, and varying for organisms with different dispersal distances. By removing patches from the landscape it was possible to estimate their importance to species recruitment and landscape connectivity. Although this analysis was based on preliminary data, patches identified as important warrant special attention in management and monitoring.

6.3. Introdução

A conectividade é o grau com que a paisagem facilita ou impede o movimento de organismos entre manchas de recursos (TAYLOR *et al.*, 1993) e constitui um elemento crítico para a sobrevivência de populações (FAHRIG & MERRIAM, 1985) e para a dinâmica de metapopulações (LEVINS, 1970) em paisagens fragmentadas.

A conectividade da paisagem é relativa à ligação funcional entre manchas de hábitat e ocorre porque o hábitat apresenta algum grau de conectividade (conexão estrutural) ou porque os organismos são capazes de se deslocar por entre manchas de hábitat discretas e por isso, percebem-nas como conexas (D'EON *et al.*, 2002).

As medidas de conectividade da paisagem devem incorporar aspectos do deslocamento dos organismos. Contudo, a incorporação desses aspectos freqüentemente não é viável por razões logísticas. Como mostram trabalhos na literatura, a maior parte dos estudos sobre a conectividade tem sido baseada em modelagens da simulação do deslocamento de organismos em paisagens heterogêneas, e mais raramente, com base em estudos empíricos (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000).

Os efeitos das alterações na estrutura da paisagem (*ex.* fragmentação) sobre a conectividade foram explorados com base na teoria da percolação (GARDNER *et al.*, 1987; O'NEILL, 1988*b*; ANDRÉN, 1994). Apesar desses estudos

serem úteis para o desenvolvimento de teorias, considera-se que eles têm aplicações limitadas (WIENS, 1996; D'EON *et al.*, 2002).

Recentemente, o grafo matemático foi empregado como um modelo para o estudo de metapopulações em paisagens fragmentadas, em que a sobrevivência de espécies é determinada pela conectividade (BUNN *et al.*, 2000; URBAN & KEITT, 2001). De acordo com CANTWELL & FORMAN (1993), a utilização do grafo como um modelo para a representação satisfaz três critérios que a tornam especialmente útil para o estudo da conectividade da paisagem: enfatiza a configuração espacial das unidades da paisagem, enfatiza as interações e fluxos entre as mesmas, e permite relacionar a configuração espacial das unidades da paisagem e os fluxos ou interações entre elas, em paisagens e escalas diferentes.

Tendo como base os trabalhos de KEITT *et al.* (1997), BUNN *et al.* (2000), URBAN & KEITT (2001) e utilizando o grafo como um modelo de representação da paisagem, esse trabalho teve como objetivos: verificar a variação da conectividade em função das distâncias de deslocamento de espécies, identificar as ligações que devem ser mantidas a fim de manter a conectividade, caracterizar o valor relativo das manchas de hábitat para o recrutamento de espécies e para a conectividade na paisagem em questão.

6.4. Material e Métodos

6.4.1. Área de Estudo

A área de estudo está localizada entre as coordenadas 22°00' e 21°15' de latitude Sul e 48°15' e 47°15' de longitude Oeste, abrangendo em parte, ou na sua totalidade, os municípios de Araraquara, Ibaté, Motuca, Rincão, Santa Lúcia, Américo Brasiliense, São Carlos, Pradópolis, Guatapar, Luz Antônio, Santa Rita do Passa-Quatro, Descalvado, Pirassununga, Porto Ferreira, Santa Cruz das Palmeiras, Ribeirão Preto, Cravinhos, São Simão, Dumont, Barrinha, Jaboticabal e Guariba (Figura 6.1). Nessa rea, estão localizadas três unidades de conservao de grande importância no interior do Estado de São Paulo: a Estoo Ecológica de Jataí, o Parque Estadual de Vassununga, e o Parque Estadual de Porto Ferreira. Estas Unidades de Conservao constituem importantes representantes dos ecossistemas de Cerrado e mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo, estando inseridas em uma região intensamente cultivada, comprometida por um intenso processo de fragmentao e desmatamento nas últimas décadas. Em tal região, os fragmentos de Cerrado e mata semidecídua apresentam tamanhos, graus de isolamento e conservao variados e estão localizados principalmente no interior de propriedades particulares (KRONKA, 1998).

6.4.2. Procedimentos Experimentais

Conceitos da teoria dos grafos

Para uma melhor compreensão do método empregado nesse trabalho, são definidos a seguir, alguns conceitos da teoria dos grafos. *Grafos* são constituídos por um conjunto finito de nós também chamados de *vértices* e por um conjunto finito de *arestas* também chamadas linhas, mais uma regra que define quais arestas ligam quais pares de vértices (BOAVENTURA-NETTO, 1979, 2001). Matematicamente, um grafo G é representado por $G = (V, E)$, onde $V = \{1, \dots, n\}$ é o conjunto de vértices de G e $E = \{\{i, j\} / i, j \in V\}$ é o conjunto de suas arestas. Um *caminho* em um grafo é uma seqüência de vértices $v_0, v_1, v_2, \dots, v_n$ conectados por arestas, sendo que as arestas também são consideradas como parte do caminho. Quando valores são atribuídos às arestas do grafo, o *comprimento de um caminho* pode ser calculado como a soma dos valores das arestas que o compõem. O *diâmetro do grafo* representa o caminho mais longo entre dois pares de vértices pertencentes ao grafo, que é, ao mesmo tempo, o caminho mais curto entre o par de vértices considerado. Um *ciclo* é um caminho fechado em que $v_0 = v_n$. Um caminho que não contém ciclos é denominado *árvore*. A árvore que inclui todos os vértices do grafo é a *árvore de espalhamento*. A *árvore de espalhamento de menor custo* é a árvore com o menor comprimento possível. *Vértices folha* são os nós terminais, adjacentes apenas a um outro vértice, em uma árvore de espalhamento de custo mínimo. Um grafo é

conectado se existir um caminho entre cada par de vértices. Um grafo desconexo pode incluir alguns componentes conectados ou *sub-grafos* (BOAVENTURA-NETTO, *op. cit.*). A Figura 6.2 (a) mostra um grafo definido por um conjunto de $V = 7$ vértices $\{a, b, c, d, e, f, g\}$ e $E = 8$ arestas $\{ab, bc, cd, de, ec, cf, fg, af\}$. Na mesma figura, os vértices c, d e e compõem um ciclo. A Figura 6.2 (b) mostra a árvore de espalhamento de menor custo. O caminho formado pelas arestas $ag, gf, fc, ce, e ed$ é o diâmetro do grafo e a, b e d são os vértices folhas. A Figura 6.2 (c) mostra um grafo desconexo composto por dois sub-grafos.

A definição do hábitat

Foram elaborados mapas binários, contendo apenas dois tipos de unidades da paisagem, ‘hábitat’ e ‘não - hábitat’, com base na classificação de imagens do sensor ‘Thematic Mapper’ do satélite Landsat 5, datadas de agosto de 1997 e setembro de 1998. Os usos da terra classificados nas imagens como cerrado e mata semidecídua foram selecionados para a representação do hábitat potencial das espécies. Os demais usos não foram considerados hábitat, tendo sido incluídos na representação como ‘não-hábitat’. A precisão da representação da vegetação nos mapas elaborados foi verificada com base na sua comparação com os mapas do Inventário Florestal do Estado de São Paulo (SÃO PAULO/SMA, 1993). Para o efeito das análises realizadas nesse trabalho, foram consideradas apenas as áreas maiores que 20 ha, correspondendo a 260 remanescentes de vegetação de cerrado e mata semidecídua na área estudada (Figura 6.3).

A definição do grafo

O mapa da paisagem foi representado como um grafo em que os seus vértices representam as manchas de hábitat e as suas arestas representam as distâncias euclidianas mínimas entre os limites das manchas.

Com base na definição descrita acima, foram realizados dois tipos de operações relacionadas com conectividade: a remoção das arestas e a remoção dos vértices do grafo. Na paisagem, essas duas operações correspondem às questões relacionadas com a adição ou remoção de ligações funcionais entre as manchas e com a perda e ganho de hábitat por meio de alterações no uso da terra (BUNN *et al.*, 2000; URBAN & KEITT, 2001).

A remoção das ligações entre as manchas de hábitat

A remoção das ligações entre as manchas de hábitat foi simulada por meio das operações de remoção das arestas do grafo. Dessa forma, buscou-se verificar a variação da conectividade da paisagem em função das distâncias de deslocamento das espécies, bem como identificar as ligações funcionais que devem ser mantidas a fim de manter a conectividade. Duas manchas foram consideradas conexas quando a distância entre os seus limites, o valor da aresta, foi menor ou igual que a capacidade de deslocamento (dispersão) da espécie. A distância de deslocamento relativa à distância entre manchas de hábitat representa a escala com

que uma espécie percebe os padrões espaciais e constitui uma das características, que afetam a conectividade da paisagem (HANSSON, 1991).

Partindo-se do grafo conectado, foram removidas as arestas com distância de 30 km a 1 km, em intervalos de 100 m. Posteriormente às operações de remoção das arestas, foram calculadas três medidas para os grafos resultantes: o número de sub-grafos (*NS*), o número de vértices do maior sub-grafo (*NVS*) e o diâmetro do maior sub-grafo (*DS*) (BUNN *et al.*, 2000 e URBAN & KEITT, *op cit.*). O número de vértices do maior sub-grafo e o diâmetro do maior sub-grafo representam medidas da área do aglomerado de habitats que constitui o sub-grafo. A primeira não considera a localização das manchas na paisagem, apenas o seu número. A segunda faz distinções entre aglomerados com distribuição espacial compacta ou linear. O diâmetro do maior sub-grafo corresponde à medida do 'raio de revolução' calculada por KEITT *et al.* (1997) e URBAN & KEITT (2001).

A remoção das manchas de habitat

A perda do habitat na paisagem em questão foi simulada por meio das operações de remoção dos vértices do grafo. Foram consideradas duas formas em que uma mancha pode ser importante para uma metapopulação: pelo seu potencial para o recrutamento e pela sua contribuição para o resgate de indivíduos ou 'efeito resgate'. A primeira é determinada pelas taxas de natalidade e mortalidade, provavelmente influenciadas pela área e qualidade do habitat. A segunda é a capacidade de uma mancha facilitar ou promover a migração entre populações - a sua

contribuição para a conectividade - e depende grandemente da sua localização na paisagem (BUNN *et al*, 2000, URBAN & KEITT, 2001).

O ‘efeito resgate’ (*rescue effect*) foi visualizado por BROWN & KODRIC-BROWN (1977) no contexto da dinâmica da teoria biogeográfica de ilhas, como a contribuição da imigração para diminuição das taxas de extinção de espécies: a migração (resgate) de indivíduos do "continente" aumentaria o tamanho das populações "ilha", reduzindo os riscos de extinção. No contexto dos modelos metapopulacionais, o resgate de indivíduos de outras populações depende do número de manchas de hábitat ocupadas, localizadas dentro do alcance de uma população. Com um maior número de manchas ocupadas, há uma maior probabilidade de imigração para a mancha de interesse e, portanto, um efeito resgate maior (HANSKI, 1999). O efeito resgate é especialmente importante no contexto de perturbações em grandes escalas em que a maior parte, ou todas as sub-populações que constituem a metapopulação são sujeitas aos mesmos efeitos (*ex.* extinção). Nessa situação, a menos que o resgate de indivíduos de populações localizadas a grandes distâncias seja viabilizado, a tendência é o declínio regional da espécie.

No presente trabalho, a contribuição de uma mancha para o potencial de recrutamento da paisagem foi calculada como $CR = R_{tot} - R$ em que R_{tot} é o potencial de recrutamento da paisagem (a somatória do potencial de recrutamento para todas as manchas) e R é o potencial de recrutamento para cada mancha. R é uma medida da qualidade do hábitat, calculada como: $\frac{Ac}{Atot}$, em que Ac corresponde à área central do fragmento, calculada considerando-se 50 m de extensão de borda e $Atot$ corresponde à área total do fragmento. Ambas as medidas (Ac e $Atot$) foram

calculadas pelo programa FRAGSTATS (MCGARIGAL & MARKS, 1995). O potencial de recrutamento da paisagem como calculado, representa um modelo neutro (GARDNER *et al.*, 1987) que ignora a localização da mancha na paisagem.

A contribuição das manchas para o resgate de indivíduos ou ‘efeito resgate’ foi calculada como o diâmetro do maior sub – grafo (*DS*) formado pela remoção da mancha da paisagem. Nesse caso, considerou-se que a contribuição da mancha é maior quanto menor for o diâmetro do maior sub-grafo remanescente no grafo após a sua remoção (o que significa que há potencialmente, um número maior de manchas dentro do alcance de uma população).

Para avaliar a importância relativa da área e da conectividade na paisagem em questão, procedeu-se à remoção seqüencial e sem reposição, de todos os vértices do grafo: 1. De forma aleatória (com 100 repetições); 2. Selecionando-se o vértice de menor área; e 3. Selecionando-se o vértice - folha de menor área remanescente no grafo. Todas as arestas incidentes ao vértice removido foram também removidas. Toda a vez que um vértice foi removido do grafo, foram recalculados os valores de *CR* e *DS*.

Para avaliar a importância individual das manchas de hábitat para o potencial de recrutamento e para a conectividade na paisagem, procedeu-se à remoção seqüencial, porém com reposição, de todos os vértices do grafo. Com base nessa operação, as manchas de hábitat foram classificadas em função dos valores de *CR* e *DS* após a sua eliminação da paisagem.

Para o cálculo das distâncias mínimas entre as áreas foram empregados softwares escritos na linguagem C++ de programação. Para a realização

das operações de retirada das arestas do grafo e para o cálculo das medidas de conectividade foram usados algoritmos escritos pelo Prof. Dr. José de Oliveira Guimarães, do Depto. de Computação da UFSCar, na linguagem Java de programação, que empregam classes da biblioteca '*Graph Foundation Classes*' para operações com grafos (GRAPH, 2000).

6.5. Resultados e Discussão

6.5.1. A remoção das ligações entre as manchas de hábitat

Com a diminuição da distância entre as unidades de hábitat, observa-se um aumento no número de unidades discretas isoladas (sub-grafos) (*NS*), uma diminuição no número de vértices no maior sub-grafo (*NVS*) e uma diminuição do diâmetro do maior sub-grafo (*DS*) (Figura 6.4). Os valores de (*NVS*) e (*DS*) não variam linearmente em função das distâncias entre as áreas (Figura 6.4). As distâncias de 3,7 km e 2,1 km por exemplo, representam limiares críticos (*critical thresholds*) em que pequenas variações ocasionam grandes modificações para *NVS* e *DS*. Nas Figuras 6.5 e 6.6 são representadas as arestas com valores menores ou iguais que: 3,7 km e 3,6 km (Figura 6.5) e 2,1 km, e 2,0 km (Figura 6.6) e os sub-grafos resultantes dessas ligações. Apesar do valor das arestas ter sido calculado como a distância mínima entre os limites das manchas de hábitat, nas Figuras 6.5 e 6.6, as arestas estão representadas como as ligações entre o ponto centróide das áreas. Para $DL = 3,7$ (Figura 6.5 a) e $DL = 2,1$ (Figura 6.6 a) a diminuição da distância de

ligação em apenas 100 m desconecta o sub-grafo com maior número de vértices em grandes sub-grafos. As arestas responsáveis por promover as ligações entre tais sub-grafos estão representadas como linhas vermelhas nas figuras.

Os limiares da conectividade da paisagem têm sido explorados com base na teoria da percolação. Apesar dos modelos baseados nessa teoria constituírem ‘abstrações simplificadas da realidade’ (WIENS, 1996), eles indicam que o efeito da alteração da estrutura da paisagem sobre a conectividade não é linear (GARDNER *et al.*, 1987; TURNER *et al.*, 1989; ANDRÉN, 1994; KEITT *et al.*, 1997). Tal variação pode significar uma mudança na importância da perda do hábitat, quando comparada com a conectividade da paisagem, em função de variações na escala. Por exemplo, para as espécies que percebem os padrões da paisagem em pequenas escalas, isto é, quando a distância de deslocamento é menor que a distância entre aglomerados de hábitat, a paisagem apresenta-se altamente fragmentada e composta por unidades desconexas. Nestes casos, os organismos encontram-se restritos aos fragmentos, sendo pouco influenciados pela configuração ou arranjo espacial das manchas. O mesmo ocorre para aquelas espécies que utilizam a paisagem em grandes escalas, deslocando-se por grandes distâncias. Contudo, para as espécies cuja distância de deslocamento se aproxima dos limiares críticos (*ex*: $DL = 3,7$ e $DL = 2,1$), a configuração das manchas de hábitat tem grande importância na determinação da conectividade da paisagem (KEITT *et al.*, 1997). A identificação das ligações e manchas que promovem a conexão de grandes aglomerados de hábitat em distâncias ou escalas particulares, é útil para a priorização de áreas para aquisição ou proteção desde que espera-se que essas áreas influenciem a conectividade ao máximo. Tendo-se como base as distâncias de deslocamento, os sub-grafos representam

agrupamentos de habitats que, do ponto de vista da espécie considerada, podem ser analisadas e manejadas separadamente Figuras 6.5 (b) e 6.6 (b).

A aplicação dos resultados desse trabalho para diferentes espécies depende das características de dispersão das mesmas. Apesar de a distância entre as manchas de habitat ser uma característica útil para a análise da conectividade, ela não incorpora aspectos como a resistência ao deslocamento, oferecida por diferentes unidades da paisagem. Nesse sentido, as arestas poderiam ser redefinidas como taxas de deslocamento ou como probabilidades de dispersão dos organismos, incorporando mais informações biológicas às análises. BUNN *et al.* (2000) por exemplo, calcularam o valor das arestas do grafo como distâncias ponderadas (de menor custo) entre as áreas, com base na resistência ao deslocamento de vários tipos de uso da terra entre as manchas de habitat.

Partindo-se do pressuposto de que as espécies importantes do ponto de vista conservacionista são seletivas quanto à utilização do seu habitat, e utilizam o cerrado ou a mata semidecídua, poderiam ser elaboradas duas classes de mapas/grafos para a representação da paisagem que revelassem as afinidades das espécies pelo habitat: uma para cada tipo de vegetação. Outra variação da definição do grafo poderia representar o rio Mogi-Guaçu como uma barreira para o deslocamento das espécies. De acordo com MANTOVANI (2001) e MATOS (com. pess.) este rio representa a principal barreira para o deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e possivelmente para outras espécies nessa paisagem. Grafos distintos para a representação dos fragmentos de vegetação localizados à margem esquerda e à margem direita do rio. Alguns estudos sobre o deslocamento de espécies na região, que poderiam fornecer importantes subsídios para o modelo,

são os estudos de MANTOVANI (2001), ALMEIDA (*em prep.*), MATOS (*em prep.*) e NERI (*em prep.*).

6.5.2. A remoção das manchas de hábitat

A importância relativa do recrutamento e da conectividade

A variação do potencial de recrutamento da paisagem (CR) em função da remoção aleatória dos vértices, pela seleção do vértice de menor área, e pela seleção do vértice - folha de menor área, é mostrada na Figura 6.7. O valor de CR decresce linearmente quando os vértices são removidos aleatoriamente, enquanto que a seleção do vértice de menor área e do vértice - folha de menor área, mantém um potencial de recrutamento maior na paisagem.

A variação do diâmetro do maior sub-grafo (DS) em função das três formas de seleção dos vértices é mostrada na Figura 6.8. Para DS , a estratégia que seleciona os vértice de menor tamanho não é muito diferente da que remove os vértices aleatoriamente, desde que ambas não consideram a localização como um critério para a remoção dos vértices. Por outro lado, o efeito da remoção do vértice - folha de menor tamanho sobre o diâmetro do maior sub-grafo mostrou-se bastante diferente dos efeitos das outras duas estratégias. Essa diferença é evidenciada pelo distanciamento da curva que mostra os efeitos desse tipo de remoção, dos limites de confiança ($\pm 1\sigma$) gerados pelo processo de remoção aleatória dos vértices. Tal

distanciamento das curvas ressalta a importância da conectividade na paisagem quando comparada com a área das manchas.

URBAN & KEITT (2001) consideram que para as paisagens em que os aglomerados de hábitat são distribuídos de forma linear (*ex.*: nas zonas ripárias) a conectividade constitui uma característica importante, ao passo que para as paisagens que apresentam aglomerados de habitats mais compactos, a pesquisa ou o manejo da paisagem pode ser dirigido aos efeitos da área do hábitat. Na paisagem em questão, tendo em vista a configuração dos fragmentos de vegetação, as medidas de manejo que tenham como objetivo viabilizar a sobrevivência e conservação das espécies, não devem subestimar a importância de qualquer um dos fragmentos de vegetação natural, mesmo que estes apresentem habitat de baixa qualidade, sem que seja verificada a sua contribuição para a conectividade da paisagem como um todo.

6.5.3. A importância individual das manchas de hábitat

A importância individual das manchas de hábitat para o recrutamento e para o resgate de indivíduos é mostrada nas Figuras 6.9 e 6.10, respectivamente. As áreas que mais contribuem para o potencial de recrutamento da paisagem são aquelas que possuem as maiores e as áreas que representam as maiores contribuições ao resgate de indivíduos (conectividade) são aquelas que promovem a ligação entre grandes aglomerados de hábitat.

A análise da importância individual dos vértices mostra que na paisagem em questão, a área que corresponde à Estação Ecológica de Jataí constitui

o vértice de maior importância para o potencial de recrutamento da paisagem e também para a conectividade (Figuras 6.9 e 6.10). A EEJ possui a maior área entre todos os fragmentos estudados como também está localizada em uma posição chave na paisagem, o que possibilita a ligação entre grandes aglomerados de habitats. Outras áreas classificadas como importantes para a conectividade da paisagem são áreas pequenas, representam uma pequena contribuição para o potencial de recrutamento, porém estão localizadas em posições-chave na paisagem.

O presente trabalho representa uma abordagem macroscópica, baseada na análise de mapas sem incorporar detalhes sobre os processos demográficos ou sobre a dispersão de espécies. Nesse sentido, a ordenação da importância das manchas de habitat não permite constatações sobre a biologia de populações na paisagem considerada. Contudo, mesmo tendo sido realizada com base em dados preliminares, os modelos desenvolvidos podem constituir guias importantes para a pesquisa dos fragmentos de habitat na região, direcionando a amostragem da paisagem. Por exemplo, as manchas identificadas como importantes para a conectividade constituem os locais para monitoramento que mais provavelmente irão conter os dados que confirmam ou falsificam essa hipótese. Na medida em que mais dados são coletados, estes podem ser incorporados acrescentando informação ecológica ao grafo e conseqüentemente adicionando mais precisão e confiança à análise.

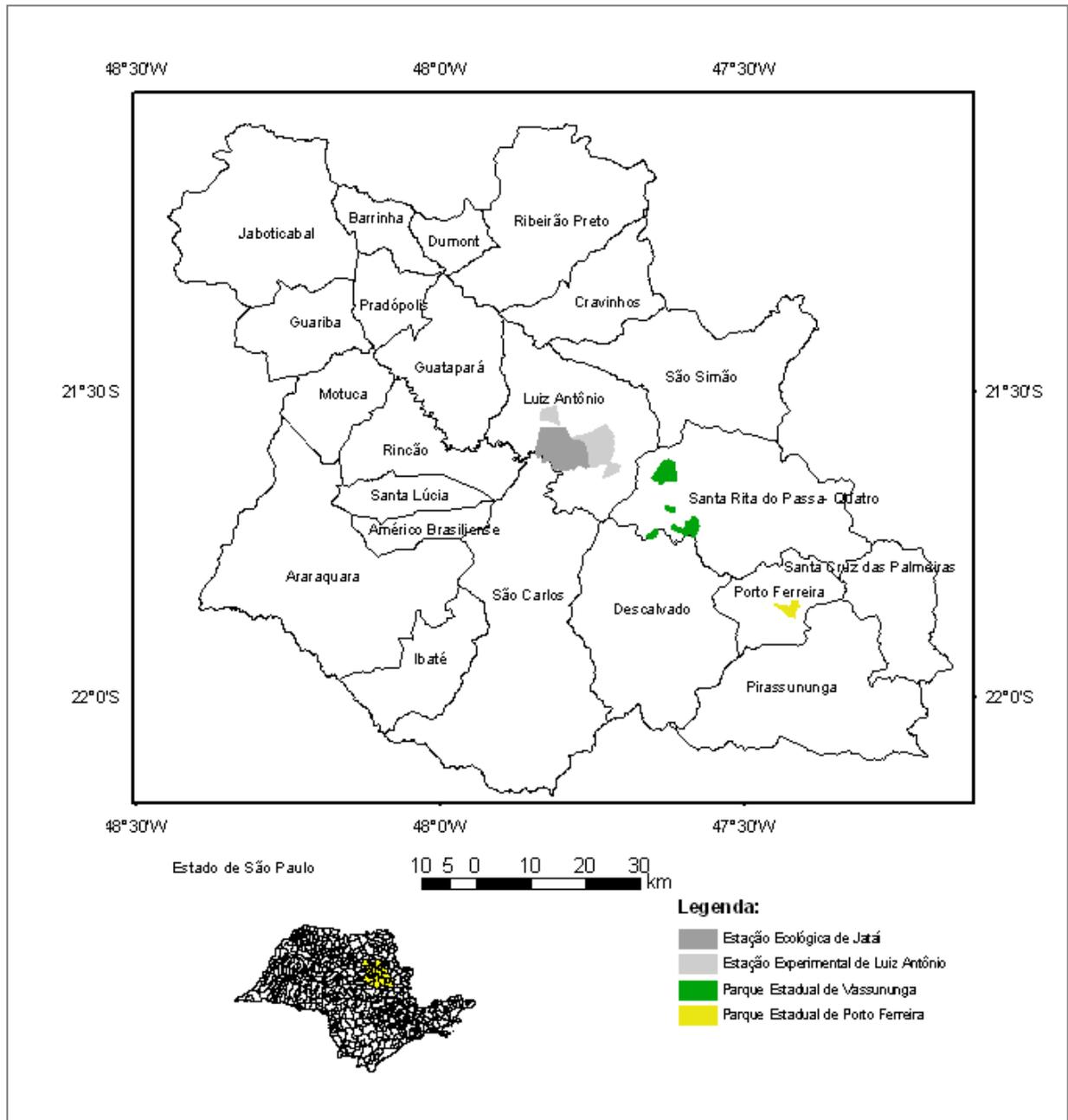


Figura 6.1: Localização da área de estudo.

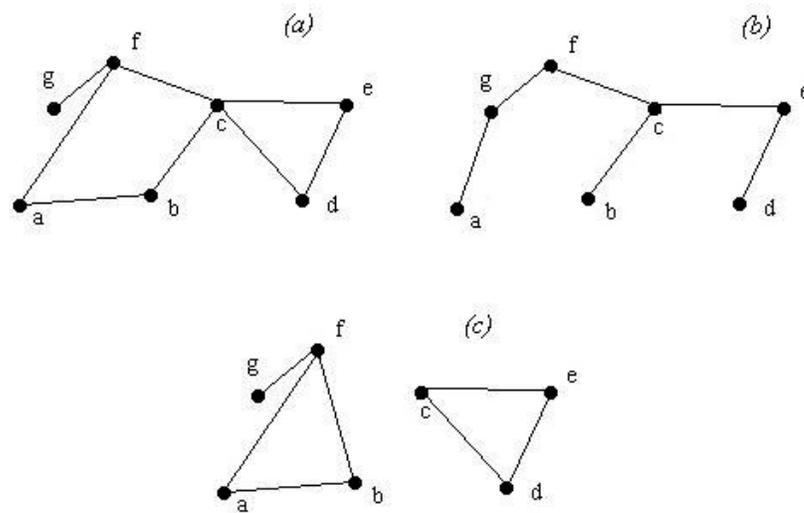


Figura 6.2: (a) Grafo definido por um conjunto de $V = 7$ vértices $\{a, b, c, d, e, f, g\}$ e $E = 8$ arestas $\{ab, bc, cd, de, ec, cf, fg, af\}$, (b) Árvore de espalhamento de menor custo, (c) Grafo desconexo formado de dois sub-grafos.

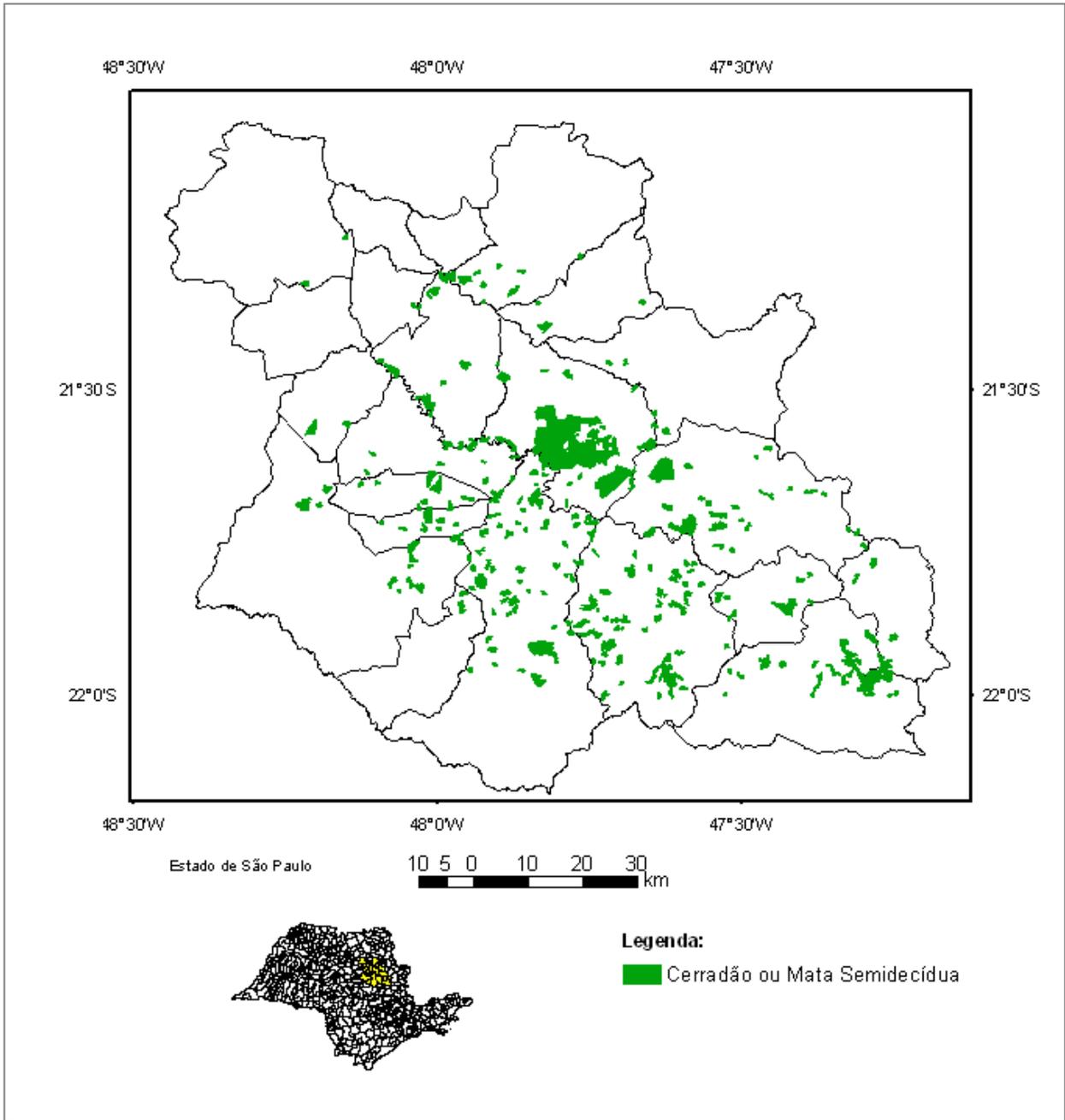


Figura 6.3: Fragmentos de cerradão e mata mesófila semidecídua empregados na definição do hábitat.

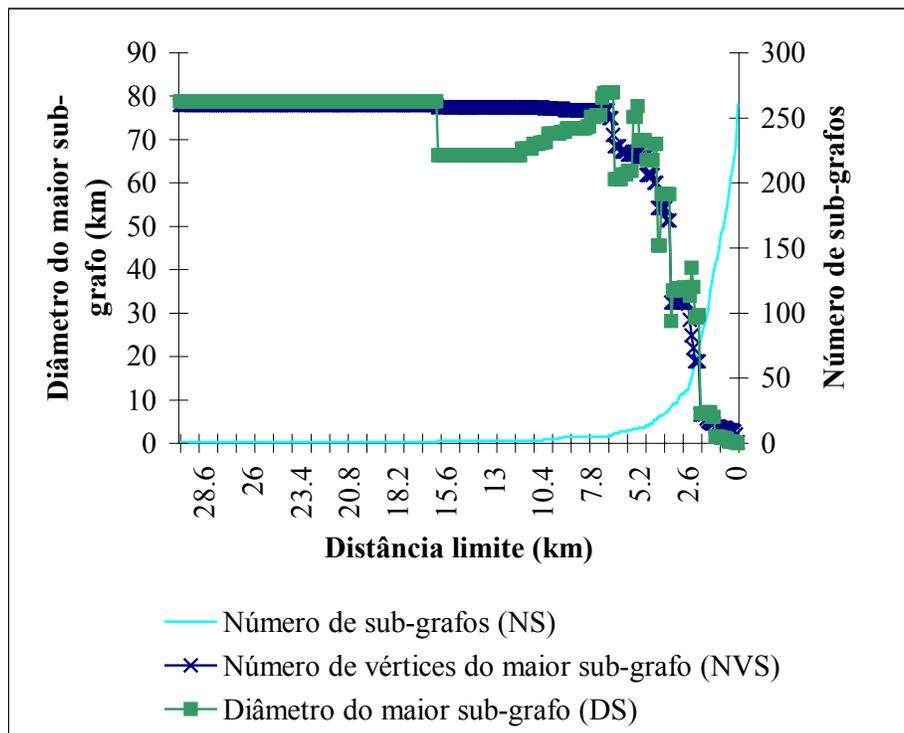


Figura 6.4: Relação entre a distância de ligação dos fragmentos e o número de sub-grafos (NS) o número de vértices do maior sub-grafo (NVS) e o diâmetro do maior sub-grafo (DS).

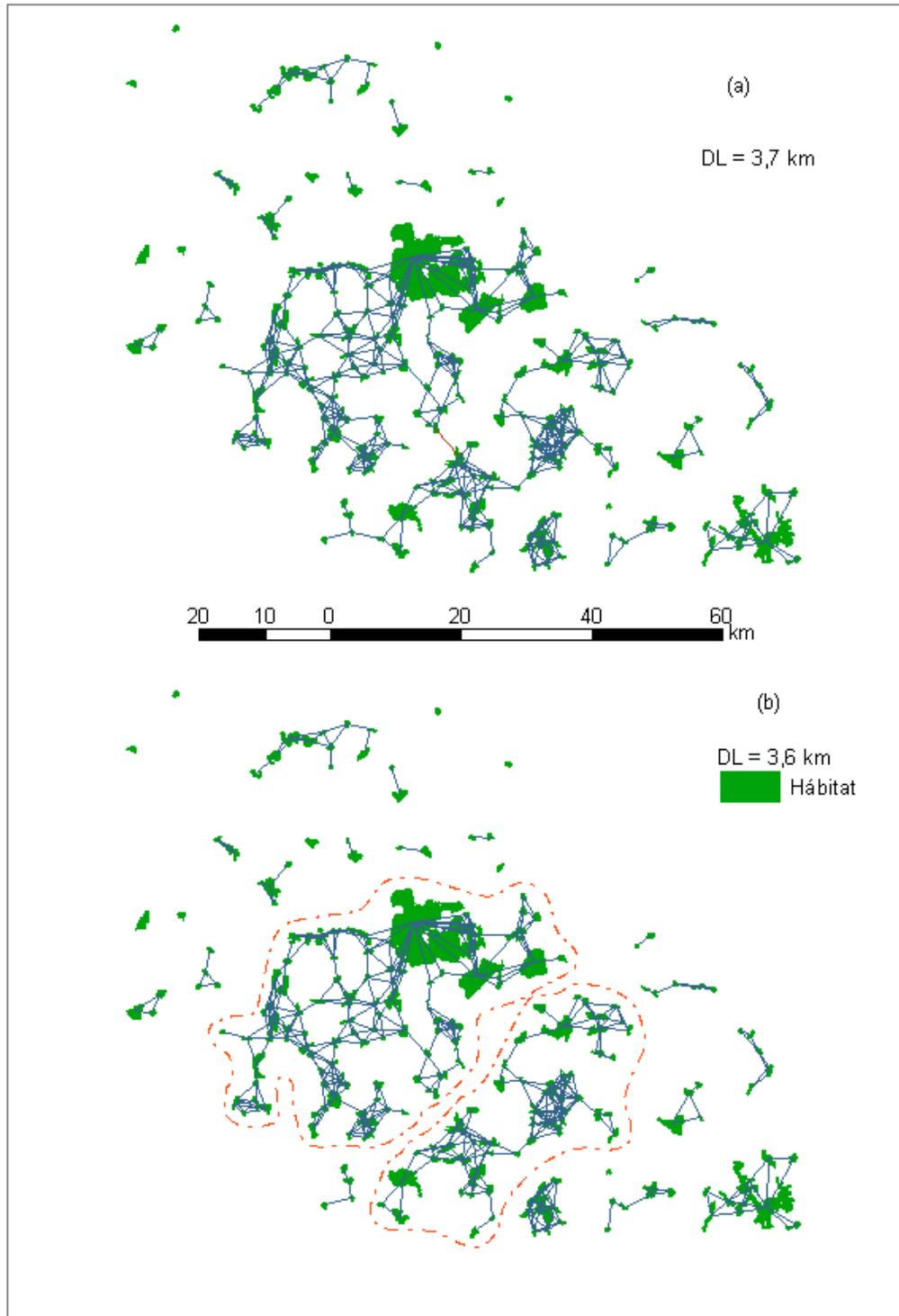


Figura 6.5: (a) Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 3,7 km. (b) Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 3,6 km. (b) Grandes sub-grafos formados pela remoção das arestas (pontilhado).

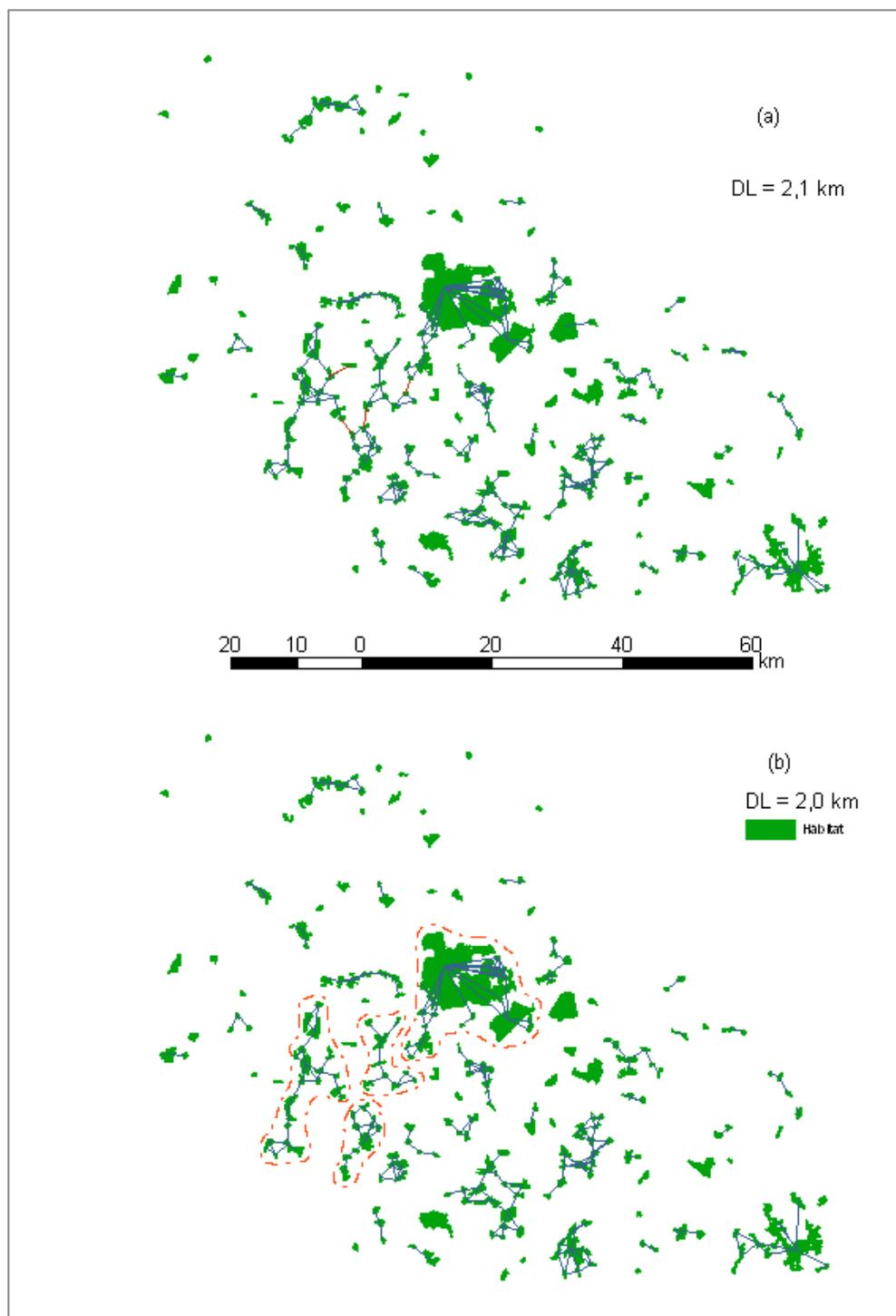


Figura 6.6: (a) Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 2,1 km. (b) Arestas para distâncias limite (DL) iguais a 2,0 km. (b) Grandes sub-grafos formados pela remoção das arestas (pontilhado).

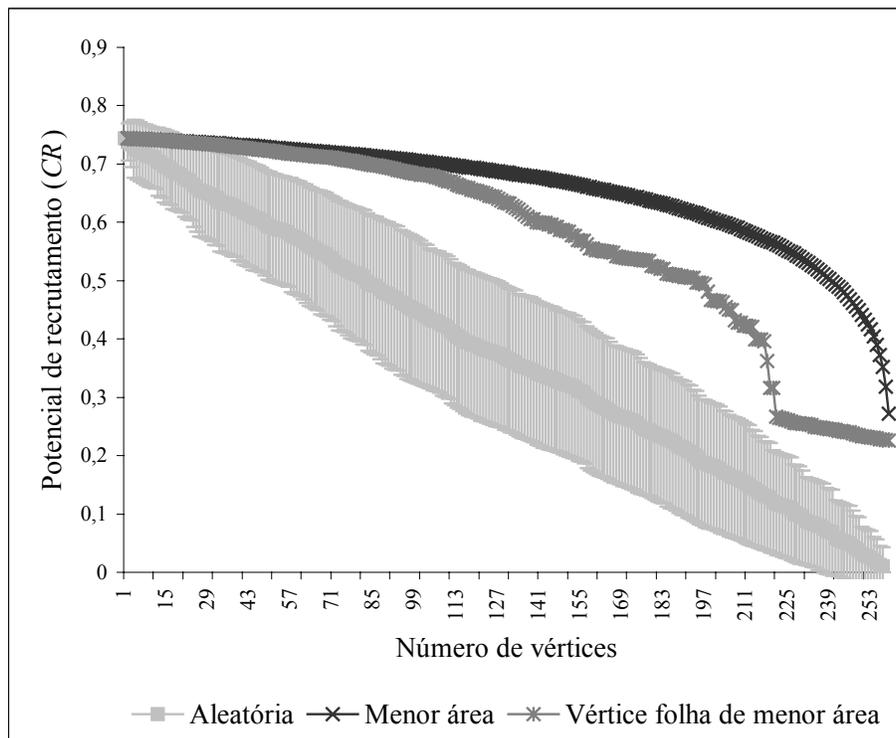


Figura 6.7: Variação do potencial de recrutamento para a remoção aleatória dos vértices, para a remoção dos vértices de menor área e para a remoção dos vértices folha de menor área remanescentes no grafo.

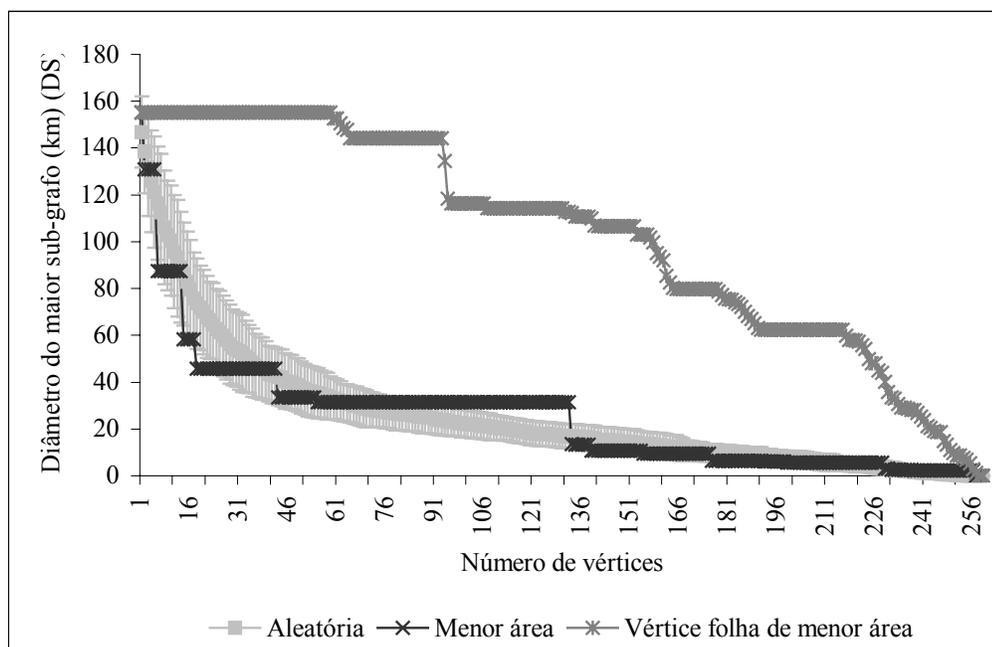


Figura 6.8: Variação no diâmetro do maior sub-grafo para a remoção aleatória dos vértices, para a remoção dos vértices de menor área e para a remoção dos vértices folha de menor área remanescentes no grafo.

7. Considerações Finais

Ao analisar o tratamento da heterogeneidade espacial pela teoria ecológica, WIENS (1995) considera que as questões abordadas pela ecologia da paisagem representam temas que desde há muito tempo interessam aos ecólogos associados à constatação de que a paisagem tem uma estrutura espacial. Nesse sentido, ao proporem a análise das causas e efeitos dos padrões espaciais e temporais dos ecossistemas sobre os processos ecológicos (RISSER *et al.*, 1984; TURNER, 1989), os pesquisadores da ecologia da paisagem deparam-se com a falta de um referencial teórico e com limitações analíticas para a abordagem da complexidade, existentes na própria ecologia. Diante de uma “*crise de identidade*” que resulta da existência dos vários pontos de vista ou escolas que compõem a ecologia da paisagem (WIENS, 1999), ela tem o papel de promover uma mudança na forma com que as investigações são conduzidas por ecólogos ao enfatizar a importância da heterogeneidade espacial e da escala nas suas investigações. A utilização da teoria hierárquica como um referencial e as análises em múltipla escala, representam algumas tentativas no sentido de abordar a complexidade de questões atuais que exigem o entendimento detalhado dos processos ecológicos em escalas regionais (URBAN *et al.*, 1987, O’NEILL, 1988). Observa-se portanto, na literatura, uma contribuição interdisciplinar aos modelos empregados como estratégias para a análise da paisagem, que buscam criar oportunidades para o teste de hipóteses sobre as causas e efeitos da heterogeneidade espacial ou direcionar o esforço da amostragem para o monitoramento da paisagem.

O presente trabalho explorou duas estratégias para a análise da paisagem: os modelos de classificação por árvore, no contexto da identificação de áreas de ocorrência potencial de espécies na EEJ e EELA, e o grafo matemático, como um modelo para a representação e a análise da paisagem regional onde estão localizadas a EEJ e a EELA.

Para o desenvolvimento dos modelos de classificação e regressão por árvore foram utilizados dados sobre a localização de espécies de primatas na EEJ e EELA (DORNELLES, 2000). O número muito pequeno de localizações para pelo menos uma das espécies estudadas, o macaco prego (*Cebus apella*), resultou em taxas de má-classificação muito altas, indicando que é necessário um número maior de observações para o desenvolvimento de modelos mais satisfatórios para esta espécie. Outra fonte potencial de erro dos modelos constituiu a falta do mapeamento preciso de aspectos relevantes da biologia das espécies. As variáveis ambientais empregadas nos modelos em árvore (os índices topográficos) provavelmente refletem mais satisfatoriamente as exigências das espécies vegetais do que as das espécies de primatas com relação ao ambiente. Nesse sentido, os modelos em questão e as variáveis ambientais utilizadas representam um grande potencial como guias para a elaboração de hipóteses sobre a distribuição de espécies vegetais na área estudada.

Os resultados dos modelos de classificação por árvore, mapeados na paisagem, revelam a heterogeneidade espacial das EEJ e EELA do ponto de vista de cada uma das espécies de primatas e quando confrontados com o zoneamento elaborado por PIRES (2000), ressaltam a importância de alguns aspectos propostos no plano conceitual de manejo como a necessidade da recuperação natural do

ecossistema por meio dos processos de sucessão ecológica ou de ações de recuperação.

As técnicas exploradas para o desenvolvimento de variáveis da paisagem não são frequentemente utilizadas na análise ambiental. Tais técnicas ilustram o potencial dos Sistemas de Informações Geográficas como uma ferramenta para a integração e geração de dados relevantes para a análise da paisagem.

A representação da paisagem como um grafo e a simulação da remoção das ligações entre as manchas representa uma análise em múltipla escala que demonstrou que a conectividade da paisagem não varia linearmente em função das distâncias de deslocamento das espécies, permitindo identificar as ligações e manchas de hábitat na paisagem, que influenciam a conectividade ao máximo. A identificação dos agrupamentos de hábitats com base na distância de deslocamento das espécies permitiu identificar unidades de estudo (sub-grafos) potencialmente importantes do ponto de vista das espécies.

O grafo foi definido com base em dados preliminares que não incorporam detalhes sobre os processos demográficos ou sobre o deslocamento das espécies. Mesmo tendo sido realizada com base em dados preliminares, a classificação das manchas constitui um guia para a condução da pesquisa e monitoramento da paisagem.

8. Referências

AHL, V.; ALLEN, T.F.H. **Hierarchy Theory: a vision, vocabulary and epistemology**. New York: Columbia University Press, 1996. 206 p.

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

BISSONETTE, J.A. Scale-Sensitive Ecological Properties: historical context, current meaning. In: BISSONETTE, J.A. (Ed.) **Wildlife and Landscape Ecology: effects of pattern and scale**. New York: Springer-Verlag, 1997. p. 3-31.

BOAVENTURA- NETTO, P.O. **Teoria e modelos de grafos**. Rio de Janeiro, Editora Blücher, 1979. 249 p.

BOAVENTURA- NETTO, P.O. **Grafos : Teoria, Modelos, Algoritmos**. São Paulo, Editora Edgard Blucher, 2001.

BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OLSHEN, R.A.; STONE, C.J. **Classification and regression trees**. Monterey, CA: Wadsworth and Brooks/Cole, 1984. 358 p.

BROWN, J.W.; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology**, v. 58, p. 455-449, 1977.

BUNN, A.G.; URBAN, D.L.; KEITT, T.H. Landscape connectivity: a focal-species analysis using graph theory. **Journal of Environmental Management**, v. 59, p. 265-278, 2000.

CANTWELL, M.; FORMAN, R.T.T. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. **Landscape Ecology**, v. 8, n. 4, p. 239-255, 1993.

CAVALHEIRO, F.; BALLESTER, M.V.R.; KRUSCHE, A.V.; MELO, S.A.; WAECHTER, J.L.; DA SILVA, C.J.; DÁRIENZO, M.C.; SUZUKI, M.; BOZELLI, R.L.; JESUS, T.P.; SANTOS, J.E. Propostas preliminares referentes ao plano de zoneamento e manejo da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 951-968, 1990.

CHRISTENSEN, N.L.; BARTUSKA, A.M.; BROWN, J.H.; CARPENTER, S.; D'ANTONIO, C.; FRANCIS, R.; FRANKLIN, J.F.; MACMAHON, J.A.; NOSS, R.F.; PARSONS, D.J.; PETERSON, C.H.; TURNER, M.G.; WOODMANSEE, R.G. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 665-691, 1996.

DALMOLIN, P.C. **Composição e história natural da comunidade de serpentes da Estação Ecológica de Jataí e município de Luiz Antônio, SP**. 1999. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

DAVIS, F.W.; GOETZ S. Modeling vegetation pattern using digital terrain data. **Landscape Ecology**, v. 4, p.69-80, 1990.

D'EON, R.G.; GLENN, S.M.; PARFITT, I.; FORTIN, M.-J. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. **Conservation Ecology** [online], v.6, n.2, 10, 2002. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10>>. Acesso em: 26 dez. 2002.

DIAS, M.M. Avifauna das Estações Ecológica de Jataí e Experimental de Luiz Antônio, São Paulo, Brasil. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Rima, 2000. v. 1, p. 285-301.

DOAK, D.F.; MARINO, P.C.; KAREIVA, P.M. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. **Theoretical Population Biology**, v. 41, p. 315-336, 1992.

DORNELLES, S. S. **Censo e análise de habitat para conservação e manejo de primatas (Estações Ecológica de Jataí e Experimental de Luiz Antônio, SP)**. 2000. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ERSI), Inc. **Arc/Info, version 8.2**. Redlands, CA, 2000.

FAHRIG, L. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. **Theoretical Population Biology**, v. 41, p. 300-314, 1992.

FAHRIG, L; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, v. 66, p. 1762-1768, 1985.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.

FLICK, P. **A multiple scale approach to reserve site selection**. Durham, 1998. 161 f. Dissertação (Master of Environmental Management Program) - Nicholas School of the Environment, Duke University.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**, v. 31, n. 10, p.733-740, 1981.

FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? **Ecological Applications**, v. 3, p. 202-205, 1993.

FRANKLIN, J.F.; FORMAN, R.T.T. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 5-18, 1987.

GARDNER, R.H.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; O'NEILL, R.V. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.1, n.1, p.19-28, 1987.

GRAPH Foundation Classes for Java (GFC) - Version 1.1.2. GFC4Java1.1.2.zip
3936 kb July 31, 2000. Disponível em: <<http://www.alphaworks.ibm.com/tech/gfc>>
Acesso em: 10 dez. 2002.

GUSTAFSON, E.J. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the state of the art? **Ecosystems**, v. 1, p. 143-156, 1998.

GUSTAFSON, E.J.; PARKER, G.R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 101-110, 1992.

HANSKI, I.A. **Metapopulation Ecology**. Oxford University Press, 1999. 313 p.

HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linn. Soc.**, v. 42, p. 3-16, 1991.

HANSKI, I.A.; GILPIN, M. **Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution**. Academic Press, 1996. 512 p.

HANSSON, L. Dispersal and connectivity in metapopulations. **Biological Journal of the Linn. Soc.**, v. 42, p. 89-103, 1991.

HARRISON, S. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. **Biological Journal of the Linn. Soc.**, v. 42, p. 73- 88, 1991.

HAY, J.D.; BIZERRIL, M.X.; CALOURO, A.M.; COSTA, E.M.N.; FERREIRA, A.M.A.; GASTAL, M.L.A.; GOES-JUNIOR, C.D.; MANZAN, D.J.; MARTINS, C.R.; MONTEIRO, J.M.G; OLIVEIRA, S.A.; RODRIGUES, M.C.M.; SEYFFARTH, J.A.; WALTER, B.M.T. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 341-347, 2000.

HOBBS, R. Future landscapes and the future of landscape ecology. **Landscape and Urban Planning**, v. 37, p. 1-9, 1997.

HOBBS, R. Clark Kent or Superman: where is the phone booth for landscape ecology? In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R. H.(Ed.) **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 11-23.

IBGE. **Carta do Brasil. Araraquara SF-22-X-D-VI-4**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Bonfim Paulista SF-23-V-C-I-3**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Cravinhos SF-23-V-C-I-4 MI-2637-4**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Descalvado SF-23-V-C-IV-4**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Guariba SF-22-X-D-III-4**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Ibaté SF-23-V-C-IV-3**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Luís Antônio SF-23-V-C-IV-2**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Pirassununga SF-23-V-C-V-3 MI-2673-3**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Porto Pulador SF-23-V-C-IV-1**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Rincão SF-22-X-D-VI-2**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

_____. **Carta do Brasil. Santa Rita do Passa-Quatro SF-23-V-C-V-1**. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1: 50.000.

JOHNSON, L.B. Analyzing spatial and temporal phenomena using geographical information systems: a review of ecological applications. **Landscape Ecology**, v. 4, n. 1, p. 31-43, 1990.

KAREIVA, P. Space: the final frontier for ecological theory. **Ecology**, v. 75, n. 1, p. 1, 1994.

KEITT, T.H., URBAN, D.L., MILNE, B.T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Conservation Ecology** [online], v. 1, n. 1, 4, 1997. Disponível em: <<http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art4>>. Acesso em: 10 dez. 2002.

KING, A.W. Hierarchy theory: a guide to system structure for wildlife biologists. In: BISSONETTE, J.A. (Ed.) **Wildlife and Landscape Ecology: effects of pattern and scale**. New York: Springer-Verlag, 1997. p. 185-210.

KRONKA, F.J.N. **Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 84p.

KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; O'NEILL, R.V.; COLEMAN, P.R. Landscape patterns in a disturbed environment. **Oikos**, v. 48, p. 321-324, 1987.

LAVOREL, S.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. Analysis of patterns in hierarchically structured landscapes. **Oikos**, v. 67, p. 521-528, 1993.

LEVIN, A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1943-1967, 1992.

LYNN, H.; MOHLER, C.L.; DEGLORIA, S.D.; MCCULLOCH, C.E. Error assessment in decision-tree models applied to vegetation analysis. **Landscape Ecology**, v. 10, p. 323-335, 1995.

MANTOVANI, J.E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida do lobo-guará e da onça-parda na região onde situa-se a Estação Ecológica de Jataí**. 2001. 109 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

MARINI-FILHO, O.; MARTINS, R.P. Teoria de metapopulações: novos princípios na biologia da conservação. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 160, p. 22-29, maio 2000.

MATOS, P.S. **Estudos de genética de populações e de sanidade do lobo –guará (*Chrysocyon brachyurus*) na Estação Ecológica de Jataí (Município de Luiz Antônio – SP) e em áreas vizinhas**, 2001. (Pre-print)

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Amherst: University of Massachusetts, 2002. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> Acesso em: 10 dez. 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. **Fragstats * ARC**. Fragstats Manual. 1995. Disponível em: <http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/manual/index.html>. Acesso em: 10 dez. 2002.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71 p. 445- 463, 1999.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. Relationships between landscape structure and breeding birds in the oregon coast range. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 3, p. 235-260, 1995.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, 2000. (Pre-print)

METZGER, J.P; PIVELLO, V.R. Landscape ecology in Brazil. **IALE Bulletin**, v. 18, n. 2/3, 2000.

METZGER, J.P.; PIVELLO, V.; JOLY, C.A. Landscape ecology approach in the conservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, E.S.; MIDDLETON, J. (Ed.) **Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America**. [2000?].

MILNE, B.T.; JOHNSTON, K.M.; FORMAN, R.T.T. Scale-dependent proximity of wildlife habitat in a spatially-neutral Bayesian model. **Landscape Ecology**, v. 2, n. 2, p. 101-110, 1989.

MOORE, D.M.; LEE, B.G.; DAVEY, S.M. A new method for predicting vegetation distributions using decision tree analysis in a geographic information system. **Environmental Management**, v. 15, p. 59-71, 1990.

MOORE, I.D.; GRAYSON, R.B.; LADSON, A.R. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. **Hydrological Processes** v. 5, p. 3-30, 1991.

MOTTA-JUNIOR, J.C. Variação temporal e seleção de presas na dieta do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.) **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Rima, 2000. v. 1, p. 331-346.

MOTTA-JUNIOR, J.C.; ALHO, C.J.R. Ecologia alimentar de *Athene cunicularia* e *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) nas Estações Ecológica de Jataí e Experimental de Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.) **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Rima, 2000. v. 1, p. 303-315.

NAVEH, Z. Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science. **Advances in Ecological Research**, v. 12, p. 189-237, 1982.

NERI, F.M.. **Ecologia de Tayassuídeos, *Pecari tajacu*: uso de habitat, área de vida, dieta e pressão de caça na Estação Ecológica de Jataí e na Estação Experimental de Luiz Antônio, SP**, 2001. (Pre-print)

NOSS, R.F. A regional landscape approach to maintain diversity. **Bioscience**, v. 33, n. 11, p. 700-706, 1983.

NOSS, R.F. From Plant Communities to Landscapes in Conservation Inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). **Biological Conservation**, v. 41, p. 11-37, 1987.

NOSS, R.F. Landscape Connectivity: different functions at different scales. In: HUDSON, W.E. (Ed.) **Landscape linkages and biodiversity**. Island Press, 1991. p. 27-39.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983. 434 p.

O'NEILL, R.V. Hierarchy theory and global change. In: Rosswall, T.; Woodmansee, R.G.; Risser, P.G. **Scales and global change: spatial and temporal variability in biospheric and geospheric processes**. SCOPE 35. 1988. Disponível em: <<http://www.icsu-scope.org/>>. Acesso em: 10 dez. 2002.

O'NEILL, R.V.; DEANGELIS, D.L.; WAIDE, J.B.; ALLEN, T.F.H. **A hierarchical concept of ecosystems**. New Jersey: Princeton University Press, 1986. 253 p.

O'NEILL, R.V.; GARDNER, R.H.; TURNER, M.G. A hierarchical neutral model for landscape analysis. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 1, p. 55-61, 1992.

O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DeANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H.; GRAHAM, R.L. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153-162, 1988(a).

O'NEILL, R.V.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. Resource utilization scales and landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 2, n. 1, p. 63-69, 1988(b).

O'NEILL, R.V.; TURNER, S.J.; CULLINAN, V.I.; COFFIN, D.P.; COOK, T.; CONLEY, W.; BRUNT, J.; THOMAS, J.M.; CONLEY, M.R.; GOSZ, J. Multiple landscape scales: an intersite comparison. **Landscape Ecology**, v. 5, n. 3, p.137-144. 1991.

PICCOLO, P.R. **A Ecologia da Paisagem e a questão da gestão dos recursos naturais**: um ensaio teórico-metodológico realizado a partir de duas áreas da costa atlântica brasileira. 1997. 255 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

PICKETT, S.T.A.; THOMPSON, J.N. Patch dynamics and the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 13, p. 27-37, 1978.

PIRES, A.M.Z.C.R. **Elaboração de um banco de dados digitais georeferenciados como subsídio ao planejamento e manejo de uma unidade de conservação**- Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). 1994. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

PIRES, A.M.Z.C.R. **Diretrizes para a conservação da biodiversidade em planos de manejo de unidades de conservação**. Caso de estudo: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio - SP). 2000. 208 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

PIRES, J.S.R. **Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural**: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antônio-SP. 1995. [?] f. Tese (Doutorado em Ciências)- Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

PITHER, J.; TAYLOR, P.D. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, v. 83, n.1, p. 166-174, 1998.

PRIMACK, R.B. **Essentials of conservation biology**. 2. ed. Sinauer Associates, 1998. 660 p.

RISSER, P.G. Toward a holistic management perspective. **Bioscience**, v. 35, n. 7, p. 414-418, 1985.

RISSER, P.G. The Allerton Park workshop revisited--a commentary. **Landscape Ecology**, v.10, p.129-132, 1995.

RISSER, P.G. Landscape Ecology: does the science only need to change at the margin? In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R. H. (Ed.) **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 3-10.

RISSER, P.G.; KARR, J.R.; FORMAN, R.T.T. **Landscape ecology: directions and approaches**. Special Publication No. 2. Champaign: Illinois Natural History Survey, 1984. 18 p.

SANTOS, J.E.; NOGUEIRA, F.; PIRES, J.S.R.; OBARA, A.T.; PIRES, A.M.Z.C.R. The value of the Ecological Station of Jataí's ecosystem services and natural capital. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 171-190, 2001.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente/ Instituto Florestal. **Inventário florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1993. 198 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Macrozoneamento das bacias dos rios Mogi Guaçu, Pardo e Médio Grande**: Questões sócio-ambientais regionais. São Paulo, 1995. 168 p.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-31, 1991.

SCHUMAKER, N.H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. **Ecology**, v. 77, n. 4, p. 1210-1225, 1996.

TALAMONI, S.A. **Ecologia de uma comunidade de pequenos mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP**. 1996. 177 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

TALAMONI, S.A.; MOTTA-JUNIOR, J.C.; DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio, São Paulo, Brasil. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Rima, 2000. v. 1, p. 317-327.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-572, 1993.

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

TROPMAIR, H. Ecologia da Paisagem: uma retrospectiva. In: I Fórum de debates em ecologia da paisagem e planejamento ambiental. 2000, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro, Sociedade de Ecologia do Brasil, 2000.

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 29-36, 1987.

TURNER, M.G. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 4, n.1, p. 21-30, 1990.

TURNER, M.G.; DALE, V.H.; GARDNER, R.H. Predicting across scales: Theory development and testing. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 3/4, p. 245-252, 1989(a).

TURNER, M.G.; GARDNER R.H. Quantitative methods in landscape ecology: an introduction. In: TURNER, M.G.; GARDNER R.H. (Ed.). **Quantitative methods in landscape ecology**. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 3-14.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; DALE, V.H.; O'NEILL, R.V. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. **Oikos**, v. 55, p.121-129, 1989(b).

TURNER, M.G.; GARDNER R.H., O'NEILL, R.V. The critical concept of scale. In: _____ (Ed.). **Landscape Ecology: in theory and practice**. New York: Springer-Verlag, 2001. p. 25-45.

TURNER, M.G.; O'NEILL, R.V.; GARDNER, R.H.; MILNE, B.T. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 3/4, p. 153-162, 1989(c).

URBAN, D.L. **Environmental Variability and Forest Pattern: a comparison of western and eastern landscapes**. Durham, 1996. 19 p. Proposal to the joint U.S. TECO initiative.

URBAN, D.L. Using model analysis to design monitoring programs for landscape management and impact assessment. **Ecological Applications**, v. 10, p. 1820-1832, 2000.

URBAN, D.L. Strategic monitoring of landscapes for natural resource management. In: J.L. LIU; W.W. TAYLOR (Ed.) **Integrating landscape ecology into natural resource management**. Cambridge University Press, 2002. (Pre-print)

URBAN, D.L.; GOSLEE, S.; PIERCE, K.; LOOKINGBILL, T. Extending community ecology to landscapes. **Ecoscience**, v. 9, p. 200-212, 2002.

URBAN, D.L.; KEITT, T. Landscape Connectivity: a graph theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001.

URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART, H.H. Landscape Ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

VITOUSEK, P. Beyond global warming: ecology and global change. **Ecology**, v. 75, p. 1861-1876, 1994.

WATT, A.S. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology**, v. 35, n. 1/2, p. 1-22, 1947.

WIENS, J.A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, v. 3, p. 385-397, 1989.

WIENS, J.A. What is landscape ecology, really? **Landscape Ecology**, v. 7, n. 3, p. 149-150, 1992.

WIENS, J.A. Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. (Ed.) **Mosaic Landscapes and Ecological Processes**. New York : Chapman & Hall, 1995. p. 1- 26.

WIENS, J.A. Wildlife in patchy environments: Metapopulations, mosaics, and management. In: MCCULLOUGH, D.R. (Ed.) **Metapopulations and Wildlife Conservation**. 1996. p. 55-84.

WIENS, J.A. The science and practice of landscape ecology. In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R. H. (Ed.) **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 371-383.

WHITE, D.; PRESTON, E.M.; FREEMARK, K.E.; KIESTER, A.R. Hierarchical frameworks for conserving biodiversity. In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R. H. (Ed.) **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 127-153.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural Disturbance and Patch Dynamics: an Introduction. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, 1985.

WITH, K.A.; CRIST, T.O. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2446-2459, 1995.

WITHERS, M.A.; MEENTEMEYER, V. Concepts of scale in landscape ecology. In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R. H. (Ed.) **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 205-252.

WOLOCK, D. **Simulating the variable-source-area concept of streamflow generation with the watershed model TOPMODEL**. USGS, 1993. Water-Resources Report 93-XXXX.

