

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS

CRISTINA GUILHERME DE ALMEIDA

**ANÁLISE ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA
ÁREA DO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS,
PARANÁ**

PONTA GROSSA
2008

CRISTINA GUILHERME DE ALMEIDA

**ANÁLISE ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA
ÁREA DO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS,
PARANÁ**

Dissertação apresentada para
obtenção do título de mestre na
Universidade Estadual de Ponta
Grossa, Programa de Pós-graduação
em Geografia, Mestrado em Gestão
do Território.

Orientadora: Prof^a Dra. Rosemeri
Segecin Moro

Co-orientador: M.Sc. Milton Cezar
Ribeiro

PONTA GROSSA

2008

Ficha Catalográfica Elaborada pelo Setor de Processos Técnicos BICEN/UEPG

A447a Almeida, Cristina Guilherme de
Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná. / Cristina Guilherme de Almeida. Ponta Grossa, 2008.
72f.
Dissertação (Mestrado em Gestão do Território),
Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Orientadora: Profa. Dra. Rosemeri Segecin Moro
Co-orientador : M. Sc. Milton Cezar Ribeiro

1. Fragmentação florestal. 2. Ecologia da Paisagem.
3. Parque Nacional dos Campos Gerais. I. Moro, Rosemeri Segecin. II. Ribeiro, Milton Cezar. III. T.

CDD: 574.5

TERMO DE APROVAÇÃO

CRISTINA GUILHERME DE ALMEIDA

**"ANÁLISE ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA ÁREA DO
PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS, PARANÁ"**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Geografia – Mestrado em Gestão do Território, Setor de Ciências Exatas e Naturais da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:

Orientador


Prof.^a. Dr.^a. Rosemer Segecin Moro
UEPG


Prof.^a. Dr.^a. Maria Teresa de Nobrega
UEM

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
UEL



Ponta Grossa, 19 de fevereiro de 2008

A minha família, em especial, ao meu pai,
José Honorato de Almeida (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A prof^a Dr^a Rosemeri Segecin Moro, pela orientação, apoio e confiança;

Ao M.Sc. Milton Cezar Ribeiro, que, com muita paciência, não mediu esforços para a conclusão desse trabalho;

Aos amigos de trabalho Maurício Feudaus, Alides Batista, Márcio Ornat, Alexandro Ramos, pelo valioso auxílio no uso dos aplicativos, processamento de imagens e confecção de mapas;

Agradecimentos especiais aos amigos Tânia, Lia, Sandra e Germano;

A minha família, especialmente a minha irmã Nena;

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização desta pesquisa.

RESUMO

A fragmentação dos habitats figura entre as mais graves ameaças à conservação dos ecossistemas na atualidade. Como resultado direto da ação humana, a fragmentação dos ambientes naturais produz alterações ambientais que modificam a dinâmica e as relações ecológicas entre populações da fauna, flora e o meio abiótico. A ruptura de uma unidade da paisagem faz surgir parcelas menores que apresentam dinâmica diferente da existente no ambiente original. Os fragmentos tornam-se áreas desconectadas do funcionamento biológico da paisagem florestal. O isolamento dos fragmentos tem efeito negativo sobre a riqueza de espécies, diminuindo a taxa de imigração ou recolonização. A conectividade entre fragmentos por meio de corredores biológicos é uma importante alternativa na conservação dos ambientes. Neste sentido, a gestão das paisagens florestais fragmentadas é um grande desafio na implantação de programas que visam o manejo e a manutenção dos ecossistemas naturais remanescentes. O presente trabalho teve como objetivo analisar a estrutura espacial dos fragmentos florestais distribuídos na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, PR, Unidade de Conservação com função estratégica para os programas de preservação da Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná. Utilizou-se o *software* Spring, versão 4.2, para elaboração do mapa de uso da terra e distribuição dos fragmentos, e o *software* Fragstats para gerar métricas de análise das relações entre estes fragmentos. Verificou-se que 55,9% do Parque é coberto por vegetação florestal, distribuída por 302 fragmentos. O maior fragmento (área-fonte) concentra 78,0% da área total florestada. Os fragmentos florestais pequenos são maioria na paisagem, mas a soma das áreas desses fragmentos tem baixa contribuição na classe floresta. A área-fonte apresentou elevado índice de forma e baixo grau de isolamento. Para os demais fragmentos, o grau de isolamento foi, no geral, de baixo a médio. A análise da distribuição espacial dos fragmentos indicou que estes ocorrem em algumas áreas em função da ação antrópica e, em outras, pela dinâmica de ocupação da vegetação vinculada ao solo de natureza litólica da Escarpa Devoniana. Os resultados obtidos fornecem subsídios para estudos futuros sobre o manejo dos fragmentos de origem antrópica existentes na área.

Palavras-chave: fragmentação florestal, Ecologia da Paisagem, Parque Nacional dos Campos Gerais.

ABSTRACT

The fragmentation of habitats figures into the most serious threats to the conservation of ecosystems nowadays. As a direct result of the human action, the fragmentation of the natural environment produces different environments that modify the dynamic of ecological relations among fauna, flora and the abiotic system. The rupture of a landscape unit generates smaller patches that present a dynamic that is different from the existing original environment. The isolation of the fragments has a negative effect on the species that causes the decrease on the immigration or recolonization. The connectivity among fragments through ecological corridors is an important alternative to the habitat conservation. This way, the management of landscape fragmentation is a challenge on the implantation of programs that target the treat and maintenance of the remaining natural ecosystems. The goal of the present work is to analyse the spatial structure of the forest fragments spread throughout the Campos Gerais National Park – PR, with strategic function for the preservation programs of Mixed Ombrofila Forest in the State of Parana. The software *Spring* (version 4.2) was used on the map that illustrates the use of land and the distribution of fragments, and the *Fragstats* software was used to generate metrics to analyses those fragments relations. It was verified that 55,9% of the Park is covered by forest vegetation, distributed among 302 fragments. The major fragment (font-area) concentrates 78,0% of the total forested area. Small fragments perform the most part of landscape, but their total area represents a low contribution on the forest class. The font-area presented high rate of shape and low rate of isolation. On the others fragments, the usual rank of isolation was low to medium. The analysis of the spatial distribution of fragments indicated that they rise in some areas due both to the antropic action as to the dynamic of occupation of the vegetation on litolic soils of the Devonian Cuesta. The results presented will provide evidence for future studies on the management of the antropic fragmentation of this area.

Keywords: forest fragmentation, Landscape Ecology, Campos Gerais National Park.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Localização da área de estudo – Parque Nacional dos Campos Gerais	32
Figura 2 –	Classificação do uso e ocupação da terra no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR	44
Figura 3 –	Número de fragmentos florestais no PNCG por classe de tamanho ...	46
Figura 4 –	Contribuição dos fragmentos florestais, por classe de tamanho, na paisagem do PNCG	48
Figura 5 –	Distribuição da forma dos fragmentos florestais no PNCG em função da área, considerando a área-fonte	50
Figura 6 –	Relação entre área de borda e área de interior dos fragmentos florestais no PNCG	53
Figura 7 –	Dispersão das áreas de interior e de borda com diferentes profundidades de borda	55
Figura 8 –	Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) sem considerar borda	56
Figura 9 –	Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 100 metros de borda	57
Figura 10 –	Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 200 metros de borda	58
Figura 11 –	Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 300 metros de borda	59
Figura 12 –	Distância do vizinho mais próximo e área dos fragmentos florestais no PNCG	61
Figura 13 –	Número seqüencial do fragmento ordenado em função da distância do vizinho mais próximo	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Valores das áreas das classes do uso e ocupação da terra no PNCG	43
Tabela 2 –	Valores de áreas das classes e número de fragmentos em cada classe de tamanho	47
Tabela 3 –	Área de interior e de borda com diferentes profundidades de efeito de borda, calculados para todos os fragmentos e área-fonte	52
Tabela 4 –	Área de interior e de borda com diferentes profundidades de borda, considerando apenas a área-fonte	54

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1	Estrutura espacial e configuração de paisagens bióticas	13
2.2	Unidades de conservação e a preservação ambiental.....	16
2.3	Mata Atlântica no Paraná	19
2.4	O Parque Nacional dos Campos Gerais	20
2.5	Ecologia da Paisagem.....	21
2.6	Fragmentação de habitats.....	24
2.6.1	Tamanho dos fragmentos.....	25
2.6.2	Isolamento dos fragmentos.....	26
2.6.3	Forma dos fragmentos.....	28
2.6.4	Efeito de borda.....	29
3	MATERIAIS E MÉTODO	31
3.1	Caracterização da área de estudo	31
3.2	Evolução do uso da terra	34
3.3	Procedimentos metodológicos	40
3.3.1	Processamento de imagens	40
3.3.2	Cálculo das métricas da paisagem	41
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1	Classes de uso e ocupação da terra e cálculo das métricas	43
4.2	Tamanho dos fragmentos	45
4.3	Formato dos fragmentos – índice de forma (SHAPE)	49
4.4	Efeito de borda	50
4.5	Distância do vizinho mais próximo (ENN)	60
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

1 INTRODUÇÃO

A perda de ambientes naturais, aliado ao processo de fragmentação que se intensifica nos tempos recentes, tem resultado na formação de paisagens com pouca diversidade de habitat natural (FAHRIG, 2001), com manchas (fragmentos) isoladas e de dimensões reduzidas (VIANA *et al.*, 1997; METZGER, 2000; METZGER; SIMONETTI, 2003; CAMPOS, 2006).

Áreas contínuas de florestas têm sido convertidas em mosaicos fragmentados, com modificação da faixa de entorno e dos próprios fragmentos, por meio da extração de madeira, da caça, da introdução de animais domésticos e espécies exóticas, do fogo e outros fatores (MMA/SBF, 2003). A redução e o isolamento de populações de espécies silvestres, além da perda de hábitat, dificultam o fluxo gênico, podendo causar perda da biodiversidade e até a extinção de espécies (MMA/SBF, 2003; FAHRIG, 2003). A estratégia tradicionalmente utilizada para a manutenção da biodiversidade tem sido o estabelecimento de Unidades de Conservação (UCs), tanto públicas quanto privadas, em áreas remanescentes e representativas dos ambientes naturais (MMA/SBF, 2003).

Em um cenário de intensa retalhação dos ecossistemas naturais, a criação de Unidades de Conservação assumiu importância crucial nos programas de conservação (DIAS *et al.*, 2000). Entretanto, a simples delimitação de uma área não assegura efetivamente a manutenção de comunidades ecologicamente viáveis, uma vez que, nos dias atuais, as próprias Unidades de Conservação são verdadeiras “ilhas de diversidade” isoladas em meio à paisagem (MMA/SBF, 2003).

A gestão de paisagens florestais fragmentadas tem recebido atenção crescente nos estudos sobre o manejo da biodiversidade. Em dezembro de 1997, o Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), lançou o Edital 01/94 com o objetivo de selecionar propostas que abordassem o tema “Fragmentação de Ecossistemas Naturais” e que resultassem em recomendações de políticas públicas para mitigar os efeitos da perda da biodiversidade causada pela fragmentação dos ecossistemas brasileiros.

O sucesso da conservação *in situ* dos ecossistemas e habitats depende da gestão e do manejo das Unidades de Conservação fundamentados em critérios científicos e técnicos. A compreensão das implicações ecológicas geradas pela descontinuidade das áreas de florestas é fundamental para embasar ações de preservação, tanto para decisão na escolha de novas áreas como para o manejo das áreas já existentes.

Áreas em Ponta Grossa e Castro são consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade no Brasil (MMA/SBF, 2002). Neste sentido, o Ministério do Meio Ambiente e o IBAMA criaram em abril de 2006, na região, o Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG), ação estratégica para a proteção de remanescentes do Bioma Mata Atlântica, composto por Floresta Ombrófila Mista e a estepe associada.

Considerando essa área sob proteção um grande remanescente (fragmento) florestal em meio à paisagem regional e a importância de estudos científicos que dêem suporte às ações de manejo a serem adotadas no Plano de Manejo do PNCG, o presente trabalho utilizou-se de ferramentas e conceitos da ecologia da paisagem para avaliar a funcionalidade ecológica da paisagem, com vistas à gestão do território. Além

da avaliação e das análises desenvolvidas, serão propostas ações voltadas para o manejo dos fragmentos presentes na paisagem do Parque.

O objetivo desse trabalho é aplicar métodos quantitativos para avaliar a estrutura da paisagem florestal na área do Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG).

Para a quantificação da estrutura da paisagem florestal, serão considerados três aspectos: a) a quantificação do arranjo espacial dos fragmentos que compõem o mosaico da paisagem; b) a avaliação da complexidade estrutural dos fragmentos florestais em termos de área, núcleo e composição de borda; c) investigação das relações de conectividade entre os fragmentos florestais.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 ESTRUTURA ESPACIAL E CONFIGURAÇÃO DE PAISAGENS BIÓTICAS

Os habitats fragmentados correspondem à situação-padrão em muitas regiões do mundo e esta condição tende a agravar-se no futuro. Serão necessárias ações de manejo do ambiente para conservar os fragmentos remanescentes e evitar a erosão da diversidade biológica e dos benefícios inerentes a ela. Alguns aspectos são apontados como de relevância para avaliação do valor dos fragmentos para a conservação, como o tamanho, a distância de outros fragmentos, as ameaças a sua integridade e a configuração da paisagem (BERTRAND, 1990, citado por RIBEIRO; MARQUES, 2005).

Uma paisagem pode ser caracterizada por sua composição e configuração, e estes dois aspectos de uma paisagem podem, de forma independente ou combinada, afetar os processos ecológicos e organismos. A composição da paisagem abrange a variedade e abundância de tipos de manchas dentro da paisagem. A configuração da paisagem refere-se à distribuição física ou característica espacial das manchas dentro da paisagem (PEREIRA *et al.*, 2001).

Os sistemas ecológicos exibem uma heterogeneidade de padrões e variabilidade em uma ampla escala temporal, espacial e organizacional (LEVIN, 1992). Os padrões são gerados por processos em diversas escalas e apresentam-se como a “marca registrada” da paisagem (URBAN, 2005).

O resultado dessa análise é um cenário formado por um mosaico de unidades elementares da paisagem de vários tamanhos, origem, em vários estágios de modificação e de regeneração. Por princípio, cada unidade apresenta combinação

ímpar de aspectos fisiográficos, biológicos e antrópicos, detendo diferenças marcantes em relação às demais unidades em seu potencial produtivo e na resposta a um determinado padrão de manejo adotado (ROCHA *et al.*, 1997).

Segundo Metzger (2003), a estrutura da paisagem ou o padrão espacial pode ser quantificado por diferentes métricas da paisagem, chamadas também de parâmetros ou índices da paisagem. O autor explica que essas métricas podem ser agrupadas em duas categorias: as métricas de composição e as de disposição. As métricas de composição dão uma idéia de quais unidades estão presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas. As métricas de disposição quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e frequência de contato entre as diferentes unidades, o grau de isolamento e conectividade de manchas entre as diferentes unidades semelhantes e a área, formato e complexidade de formas das manchas que compõem o mosaico da paisagem.

De acordo com MacGarigal e Marks (1994), as métricas da paisagem podem ser quantificadas para manchas individuais, para classe de manchas e para a paisagem como um todo. As métricas quantitativas, em termos do relacionamento espacial das manchas e da matriz constituindo a paisagem, são espacialmente explícitas no nível da paisagem, isto porque, a localização relativa das manchas individuais dentro da paisagem é representada de alguma forma.

Os mesmos autores afirmam ainda que tais métricas representam o reconhecimento de que os processos ecológicos e organismos são afetados pelo entrelaçamento (distribuição) e justaposição (contato) dos tipos de manchas dentro da paisagem. Ainda de acordo com MacGarigal e Marks (1994), a justaposição é especialmente importante para os organismos que requerem dois ou mais tipos de

hábitats, pois a grande proximidade de recursos fornecidos por diferentes tipos de manchas é crítica para sobrevivência e reprodução dos mesmos.

Para Volotão (1998), a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo da função e modificação da paisagem. Afirma ainda, que muita ênfase tem sido dada no desenvolvimento de métodos e métricas que visam quantificar a configuração da paisagem como um todo, em relação à disposição das classes na paisagem.

Em muitos estudos ecológicos da paisagem, o interesse principal está na quantidade e na distribuição de um tipo de mancha (classe) particular, como por exemplo, nos estudos de fragmentação florestal (PEREIRA *et al.*, 2001).

Diversas métricas vêm sendo desenvolvidas para descrever os padrões espaciais de paisagens. Muitas dessas métricas têm sido testadas utilizando informações sobre a cobertura e o uso da terra, geradas por imagens de sensoriamento remoto. O sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas (SIGs) são as principais ferramentas dos ecólogos da paisagem interessados em padrões espaciais (WICKHAM; RIITTERS, 1995). Um grupo importante de métricas para os estudos de fragmentação de áreas florestais é baseado no conceito de área central (ou área *core*), pois, de acordo com Laurence (1991), o modelo de área central estima a área total do hábitat preservada dentro dos fragmentos.

O programa *Fragstats* tem sido a ferramenta mais difundida para descrever os padrões espaciais da paisagem. O *Fragstats* é um *software* de domínio público que calcula a estrutura da paisagem, usando para isso, mais de 50 métricas. Este *software* foi desenvolvido por Kevin McGarigal e Barbara J. Marks, na *Oregon*

State University e tem papel ímpar nos estudos de ecologia da paisagem. O *Fragstats* está disponibilizado no site <<ftp.fsl.orst.edu/pub/FRAGSTATS.2.0>> (VOLOTÃO, 1998).

2.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E A PRESERVAÇÃO AMBIENTAL

Na evolução da relação homem-natureza surgiram os desequilíbrios ambientais e, com eles, a necessidade de dar sustentação aos ciclos básicos que garantem a vida na Terra. Essa percepção incentivou ações políticas no sentido de criar áreas legalmente protegidas que guardassem territórios representativos da vida natural no planeta (DIAS *et al.*, 2000).

No Brasil, a criação de unidades de conservação tem sido estratégia central para a conservação da biodiversidade nacional. A princípio, tinha-se como finalidade básica a preservação da beleza natural e de boas amostras da natureza intacta (METZGER, 2006). Com o passar do tempo, percebeu-se que não apenas as belas paisagens deveriam ser preservadas, mas, também, aquelas que exercem funções fundamentais na manutenção dos ecossistemas e do equilíbrio ecológico (WWF, 2007).

A estratégia inicial de conservação era baseada em reservas isoladas, o que comprometia o fluxo gênico entre populações de certas espécies. Isto porque, o isolamento tende a promover, a médio e longo prazo, o aparecimento de genes deletérios e, conseqüentemente, potencializar a extinção local de espécies (WILCOX; MURPHY, 1985). Sob a perspectiva das comunidades florestais, observa-se neste modelo a criação de manchas de biodiversidade legalmente protegidas entremeadas de ocupações (DIAS *et al.*, 2000).

Tendo em vista a baixa eficiência ecológica das áreas protegidas que, na grande maioria, se encontram sob os efeitos negativos do isolamento, o IBAMA redirecionou as ações de conservação. A nova estratégia de trabalho baseia-se na busca pela conectividade entre as UCs por meio da implantação de Corredores Biológicos.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei nº 9.985/00, artigo 5º, inciso XII, cita:

“O SNUC será regido por diretrizes que busquem proteger grandes áreas por meio de um conjunto integrado de unidades de conservação de diferentes categorias, próximas ou contíguas, tendo associadas suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos integrando as diferentes atividades de preservação da natureza, uso sustentável dos recursos naturais e restauração e recuperação dos ecossistemas” (BRASIL, 2000).

Sob essa nova abordagem, fica em evidência a importância de planos de conservação que incorporem a gestão e manejo integrado dos biomas e ecossistemas, o planejamento da conservação em todas as escalas necessárias (CNUMAD, 1995).

Nesse contexto, Miller (1997) utiliza o termo biorregião para definir o espaço geográfico que contém um ou mais ecossistemas, caracterizado por suas formas terrestres, vegetação, cultura e história. Para o autor, é dessa unidade que emerge o planejamento biorregional, facilitando a aquisição de informações, a reflexão sobre problemas e possibilidades da região, estabelecimento de metas e objetivos, definição de atividades, implementação de projetos e a avaliação de progressos.

Fonseca e Ayres (1998) ressaltam a contribuição das unidades de conservação para a preservação de uma fração significativa da diversidade biológica brasileira. Para os autores, as UCs desempenham papel central na manutenção dos recursos naturais do país. Entretanto, ainda segundo os autores, o conhecimento científico acumulado nos últimos anos no ramo da biologia da conservação tem indicado que áreas bastante

grandes são necessárias para a manutenção dos processos evolutivos. Dessa forma, a funcionalidade biológica das UCs brasileiras depende do manejo adequado de cada uma delas e da gestão destas no âmbito de “sistema integrado de unidades de conservação”.

A criação de novas UCs no Brasil tem hoje como diretriz a conservação de regiões extensas e bioticamente viáveis. A delimitação das áreas vem sendo regida pelo princípio da conectividade, com base em estudos científicos (MMA/SBF, 2003). Inicialmente, é realizado um “Estudo de Representatividade” dos biomas e ecossistemas em relação às UCs e aos tipos de vegetação existentes (DIAS *et al.*, 2000). Os estudos de representatividade levam em consideração diversos elementos, tais como, riqueza biológica, vegetação, biogeografia, distribuição de áreas protegidas e antropismo (IBAMA, 2007).

Os resultados desse estudo levam ao “Estudo de Prioridades”, onde são identificadas e classificadas por bioma as áreas mais importantes para conservação. A partir da identificação e classificação dessas áreas, são formulados projetos específicos para criação de corredores ecológicos, além de serem definidas as principais estratégias para conservação da biodiversidade, sendo utilizados princípios do Planejamento e Gestão Biorregional (MILLER, 1997).

Assim, atualmente, a escolha de áreas prioritárias para a conservação tem seus estudos baseados na distribuição de habitats, ecossistemas e paisagens, e não só na distribuição de espécies (FRANKLIN, 1993), como foi em épocas passadas. O pressuposto básico do método de distribuição da paisagem é que, se conservarmos toda a variação das condições ecológicas encontradas em uma determinada área, a

grande maioria das espécies e de suas complexas interações também estará sob proteção (METZGER, 2006).

Franklin (1993) cita que alguns autores têm indicado o método baseado na distribuição de habitats, ecossistemas e paisagens como o único método eficaz para a seleção de áreas prioritárias, principalmente em regiões onde a biodiversidade é pouco conhecida.

Dentro dessa metodologia de seleção de áreas prioritárias para conservação está o bioma Mata Atlântica, considerado um dos cinco mais importantes *hotspots*¹ para a conservação da biodiversidade do planeta (MYERS *et al.*, 2000).

2.3 MATA ATLÂNTICA NO PARANÁ

A Mata Atlântica é hoje uma das florestas tropicais mais ameaçadas de extinção e *hotspot* da biodiversidade mundial, tendo prioridade para conservação em nível global (MYERS *et al.*, 2000). Apesar de toda destruição ocorrida e ainda em curso, restam ainda áreas de enorme importância biológica a serem protegidas e, em muitos casos, ampliadas ou restauradas. A Mata Atlântica, hoje com menos de 8% de sua formação original (SOS MATA ATLÂNTICA / INPE, 1993), apresenta elevado grau de endemismo de diversos grupos taxonômicos. Para alguns autores os endemismos são da ordem de 30% para aves, 40% para os mamíferos e 50% para as plantas (FONSECA, 1985; GENTRY, 1986; PARKER *et al.*, 1996).

Dentre as fitofisionomias da Mata Atlântica na região Sul, destaca-se a formação florestal denominada Floresta Ombrófila Mista (FOM), cuja espécie predominante, a

¹ *Hotspots* – lugares de grande riqueza biológicos e mais ameaçados da Terra; áreas com alto grau de endemismo (MYERS, 1988).

Araucaria angustifolia, torna essa formação verdadeiramente singular (MEDEIROS *et al.*, 2005).

No Brasil, a área original de Floresta Ombrófila Mista, era de aproximadamente 200.000 km² (MAACK, 1948), sendo as maiores ocorrências nos Estados do Paraná (40%), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%), apresentando manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), estendendo-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (KLEIN, 1960).

Atualmente, estima-se que os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, nos estágios primários ou mesmo avançados, não ultrapassam 0,7% da área original (MMA/SBF, 2002), o que a coloca entre as tipologias mais ameaçadas do bioma Mata Atlântica. Os dados mais otimistas indicam entre 1 a 2% de áreas originais cobertas pela floresta com araucária nos três Estados do Sul (KOCH; CORRÊA, 2002; citado por MEDEIROS *et al.*, 2005).

2.4 O PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS

Em dezembro de 2002, o Ministério do Meio Ambiente editou as Portarias 507 e 508, definindo áreas prioritárias para criação de novas unidades de conservação nos Estados do Paraná e Santa Catarina. Em março de 2003, criou-se o Grupo de Trabalho Araucárias Sul, com o objetivo de discutir amplamente a conservação dos últimos remanescentes da Floresta com Araucárias. Criou-se também, a chamada Força Tarefa das Araucárias, com o objetivo de realizar os estudos necessários para definir as áreas para criação de novas unidades de conservação (REDE PRÓ-UC, 2005).

Com a criação do Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG), em 2006, a decisão sobre a área a ser protegida foi norteadada pelas novas diretrizes estabelecidas para a escolha de áreas prioritárias para conservação. Para tanto, teve-se como critérios a importância e a representatividade do ecossistema em questão e a sua localização estratégica na região. O PNCG protege um dos últimos remanescentes da Floresta com Araucária e dos campos naturais e oferece a possibilidade de conexão com unidades de conservação já existentes na região, como o Parque Estadual de Vila Velha e a APA da Escarpa Devoniana.

2.5 ECOLOGIA DA PAISAGEM

O conceito Ecologia da Paisagem foi introduzido em 1938 pelo biogeógrafo alemão Carl Troll (FORMAN; GODRON, 1986). O autor formulou o conceito a partir do potencial apresentado pela análise de fotografias aéreas, que permitiam a observação de paisagens a partir da abordagem ecossistêmica, como síntese entre a geografia e a ecologia e como ponte de convergência das ciências naturais e sociais (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

No ano seguinte, Tansley (1939) criou o termo “ecossistema”, que muito tem em comum com a Ecologia da Paisagem. No entanto, o autor não associou esse termo à espacialidade (visão horizontal) e à possibilidade de representação cartográfica, mas sim a um sentido econômico, por meio do balanço do fluxo de energia e matéria (visão vertical), ou seja, os ciclos de reciclagem (TROPPEMAIR, 2001).

Na década de 1980, os estudos em Ecologia da Paisagem sofreram forte influência de biogeógrafos e ecólogos norte-americanos, recebendo maior ênfase nas

paisagens naturais ou unidades naturais da paisagem, na aplicação de conceitos da Ecologia da Paisagem para a conservação da diversidade biológica e no manejo de recursos naturais (METZGER, 2001).

Forman e Godron (1986) definem Ecologia da Paisagem como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas formadas por ecossistemas interativos. Esta heterogeneidade existe para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala.

Valente e Vettorazzi (2002) ampliam essa definição, afirmando que a Ecologia da Paisagem é o estudo que trata das relações entre padrões espaciais e processos ecológicos, utilizando-se de uma série de “métricas” ou “índices” de paisagem, que permitem a comparação entre paisagens, a identificação das principais diferenças e a determinação das relações entre os processos funcionais e os padrões espaciais das paisagens.

A Ecologia da Paisagem é uma ciência que fornece subsídios para as análises dos remanescentes de vegetação nativa e uma área do conhecimento que integra diferentes disciplinas relacionadas à análise ambiental (CARDOSO-LEITE *et al.*, 2004).

Os estudos em Ecologia da Paisagem contribuem para o entendimento dos padrões e processos envolvidos na manutenção de paisagens fragmentadas, possibilitando o estabelecimento de estratégias para a manutenção da biodiversidade, seja pela proteção dos ambientes remanescentes, seja pela restauração dos mesmos.

Existem duas abordagens distintas na Ecologia da Paisagem: a geográfica e ecológica. A abordagem geográfica se dedica ao estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território, enquanto a abordagem ecológica enfatiza a

importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos e a importância de tais relações com a conservação biológica (METZGER, 2001).

A abordagem geográfica (Escola Européia), conforme relata Metzger (2001), teve origem na Europa Oriental e Alemanha, impulsionada pelos trabalhos de pesquisadores essencialmente geógrafos. Surgiu sob forte influência da geografia humana, da fitossociologia, da biogeografia e disciplinas relacionadas com o planejamento regional. Nesse sentido, os estudos são direcionados para o planejamento da ocupação do território através do conhecimento dos limites e das potencialidades de uso econômico de cada unidade de paisagem, pelo estudo de paisagens modificadas pelo homem (paisagens culturais) e pela análise de amplas áreas espaciais (macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais).

Ainda de acordo com Metzger (2001), a abordagem ecológica (Escola Americana) surgiu sob a influência de biogeógrafos e ecólogos americanos que buscavam adaptar a teoria de “biogeografia de ilhas” ao planejamento de reservas naturais em ambientes continentais. Utiliza-se dos conhecimentos de ecologia de ecossistemas, modelagem e análise espacial, beneficiando-se do advento das imagens de satélite e das facilidades de tratamento de imagens e de análises geo-estatísticas. A abordagem ecológica tem como foco principal o estudo dos efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre os processos ecológicos, analisados pelas métricas de quantificação da paisagem.

2.6 FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS

As intervenções antrópicas nas paisagens naturais têm como uma das principais conseqüências a perda de hábitat e a fragmentação dos ecossistemas (FAHRIG, 2003), que introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Na Mata Atlântica, por exemplo, a maior parte dos remanescentes florestais encontra-se sob a forma de fragmentos altamente perturbados e isolados (VIANA; PINHEIRO, 1998; METZGER, 2000).

A fragmentação de hábitats figura como uma das mais graves ameaças à manutenção dos ecossistemas e da diversidade biológica na atualidade (DEBINSKI; HOLT, 2000). A fragmentação caracteriza-se pela ruptura de uma unidade da paisagem, que inicialmente apresentava-se sob forma contínua (METZGER, 2003), surgindo assim, parcelas menores com dinâmicas diferentes das existentes no ambiente original. Essas parcelas tornam-se áreas desconectadas do funcionamento biológico da paisagem (DIAS *et al.*, 2000). Os fragmentos funcionam, então, como verdadeiras “ilhas de diversidade” cercadas por áreas não florestadas (DEBINSKI; HOLT, 2000).

O processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico, com a estrutura constituída por manchas, corredores e matriz. A mancha é uma área homogênea de uma unidade da paisagem que se distingue das outras unidades vizinhas e tem extensão reduzida e não-linear. O corredor é definido como unidade da paisagem que apresenta disposição espacial linear capaz de conectar remanescentes isolados. E a matriz, é o conjunto de unidades caracterizadas como não-hábitats para uma determinada comunidade ou espécie estudada (METZGER, 2001). Esses

elementos básicos da paisagem podem ser observados em diferentes escalas e tipos de solo, possuindo dimensões, larguras, formas e diferentes níveis de conectividade.

A fragmentação torna-se ainda mais impactante se considerada a diversidade não somente como o conjunto de espécies, mas também, como patrimônio genético de cada espécie. A diminuição no tamanho populacional efetivo aumenta os efeitos negativos da deriva genética, endogamia e perda de alelos. Algumas vezes, até a reprodução dos indivíduos pode ser comprometida, por exemplo, no caso de espécies de fecundação cruzada obrigatória (DIAS *et al.*, 2000).

2.6.1 Tamanho dos fragmentos

O tamanho de um fragmento de hábitat pode ter efeito direto na sobrevivência de populações de plantas e animais. Isto porque, quanto menor o fragmento, maior será a influência dos fatores externos sobre ele, afetando a dinâmica interna do ecossistema. Fragmentos com pouca área tendem a abrigar populações reduzidas de determinadas espécies, o que, muitas vezes, pode comprometer a manutenção da espécie em questão. O tamanho do fragmento (e do habitat) é um fator importante para a dinâmica populacional e os efeitos de borda podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para determinadas espécies (KAPOS, 1989).

Enquanto os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos remanescentes cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, funcionando como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas, biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, promovendo um aumento

no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (FORMAN; GODRON, 1986).

As métricas de área quantificam o tamanho dos fragmentos e, no geral, são as bases do conhecimento da paisagem. Isto porque, são métricas utilizadas por muitas outras métricas e são úteis para estudos ecológicos, uma vez que a riqueza de espécies e abundância destas dependem, entre outras coisas, do tamanho dos fragmentos.

As métricas de área são dadas, freqüentemente, pela média em hectares (ha) dos tamanhos dos fragmentos na paisagem. Vale assinalar que, o tamanho médio dos fragmentos, com relação à fragmentação da paisagem, deve ser analisado com cautela, examinando-se o desvio padrão. Se o desvio padrão for muito grande, é possível que haja grandes fragmentos, mesmo com um tamanho médio relativamente baixo (PEREIRA *et al.*, 2001). As métricas de área têm as limitações impostas pela escala de investigação (MACGARIGAL; MARKS, 1994).

2.6.2 Isolamento dos fragmentos

O isolamento ao qual os fragmentos são submetidos tem efeito negativo sobre a riqueza de espécies, diminuindo a taxa (potencial) de imigração ou recolonização. A área mínima viável do remanescente para a sobrevivência dos indivíduos varia de acordo com a espécie focalizada. Os fragmentos são expostos a mudanças físicas e biogeográficas, em grande ou pequena escala, mas seus efeitos variam conforme as variações no tamanho, forma, posição na paisagem e conectividade. As espécies que

conseguem manter-se nos fragmentos tendem a se tornar dominantes, diminuindo a riqueza e equabilidade biológica (HANSON *et al.*, 1990, citado por CASTRO, 2004).

A dificuldade de movimentação de organismos entre fragmentos é proporcional ao grau de isolamento destes, ao nível de resistência da matriz circundante e do organismo em questão. Por exemplo, algumas aves podem movimentar-se entre fragmentos mesmo em situações de conectividade reduzida; grandes vertebrados podem encontrar maior resistência e pequenos mamíferos, em geral, demonstram padrões intermediários (MMA/SBF, 2003).

O isolamento dos fragmentos é verificado por meio da métrica de vizinho mais próximo. A métrica se baseia na distância do vizinho mais próximo nos níveis de fragmento, classe e paisagem. A métrica de vizinho mais próximo é definida como a distância de um fragmento para o fragmento da mesma classe que está à sua volta, considerando-se a distância euclidiana borda-a-borda. Essa métrica quantifica a configuração da paisagem. A proximidade entre os fragmentos é importante para os processos ecológicos e tem implícito em seus resultados o grau de isolamento dos fragmentos.

O desvio padrão da métrica vizinho mais próximo é uma medida de dispersão dos fragmentos. Um desvio padrão pequeno sugere uniformidade/regularidade da distribuição dos fragmentos na paisagem. A métrica vizinho mais próximo tem como limitação o fato de não considerar a heterogeneidade da vizinhança, visto que, ao nível de classe, só são computadas manchas da mesma classe (MACGARIGAL; MARKS, 1994).

2.6.3 Forma dos fragmentos

A forma de um fragmento de hábitat está diretamente ligada à relação entre o perímetro e a área desse fragmento. Quanto menor for esta relação, menor também será a borda e vice-versa. A borda pode ser definida como a zona de contato entre dois ambientes. Desta forma, quanto maior a proporção de borda de um fragmento, menor será a área central, que é a área efetivamente preservada e a mais similar à vegetação original da região (MMA/SBF, 2003).

Fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está equidistante das bordas. Sendo assim, a área central encontra-se “protegida” dos fatores externos. Áreas mais recortadas (invaginadas) têm maior proporção de bordas que as menos recortadas. Logo, fragmentos com áreas maiores e menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor proporção de borda/área.

Portanto, o principal aspecto da forma é a relação com o efeito de borda. A forma é calculada pelas métricas de forma (SHAPE), disponíveis no *Fragstats*, que medem a complexidade da forma comparada a um círculo (versão vetorial) ou a um quadrado (versão matricial).

O SHAPE (índice de forma) é obtido através do perímetro do fragmento dividido pela raiz quadrada da área e dividido por 4. Este índice para o cálculo matricial teria seu mínimo no caso do círculo, quando, matematicamente teria o valor $SHAPE = 0.88$; entretanto o cálculo matricial leva em conta os cantos dos *pixels* e presume os quadrados, fazendo com que esse valor, para grandes círculos, tenha algum valor próximo a $SHAPE = 1.13$. O menor valor, deste modo, é $SHAPE = 1$ para o quadrado.

Quanto mais recortado e com menos área, maior o valor deste índice. Por exemplo, um retângulo com lados L e 2L terá SHAPE= 1.06; um retângulo com lados L e 10L terá SHAPE= 1.74; um retângulo com lados L e 100L terá SHAPE= 5.05 e um triângulo eqüilátero terá SHAPE= 1.07.

Este índice de paisagem tem algumas limitações, dentre elas, o fato de não considerar o contraste borda-vizinhança e o fato de não ser sensível às diferenças de morfologia da mancha (MACGARIGAL; MARKS, 1994).

2.6.4 Efeito de borda

O efeito de borda é outro fator importante a ser considerado ao se tratar da fragmentação de florestas.

O aumento na proporção de bordas expostas eleva a temperatura do ar e o déficit de pressão do vapor, estendendo-se por muitos metros para dentro dos fragmentos. Esse processo promove um conjunto de mudanças no equilíbrio do ambiente, alterando as relações ecológicas entre populações da fauna, flora e o meio abiótico (RIBEIRO; MARQUES, 2005).

O efeito de borda é causado por gradientes diferenciados de mudanças físicas e bióticas próximos às bordas florestais e, portanto, são proporcionais à distância da borda mais próxima (MURCIA, 1995).

A quantidade de bordas de uma paisagem é importante para muitos fenômenos ecológicos, já que, em determinadas situações, pode comprometer a existência de espécies animais e vegetais na área afetada.

O efeito de borda favorece o estabelecimento de espécies generalistas que são atraídas para as bordas, podendo mesmo penetrar nos núcleos dos fragmentos. Tais espécies possuem uma excelente habilidade de dispersão e capacidade para invadir e colonizar habitats em distúrbios (DIAS *et al.*, 2000).

A potencialização da invasão biológica da flora e fauna é um problema grave causado pela fragmentação, visto que espécies exóticas ou mesmo nativas oportunistas se estabelecem no ambiente alterado, representando séria ameaça à biodiversidade. Com relação à flora, espécies invasoras alteram a estrutura da paisagem, o regime de fogo e inibem a regeneração das espécies nativas (ZILLER, 2000).

O cálculo da área sob o efeito de borda é feito atribuindo-se uma distância linear, considerada de fora para dentro do fragmento. O cálculo da área de borda pode ser realizado pelo *Fragstats*. A distância, ou profundidade de borda, a ser atribuída a um fragmento, dependerá da espécie sob estudo (espécie-focal) e do tipo de habitat. As conseqüências do efeito de borda sobre a dinâmica e sobrevivência dos organismos estão intimamente relacionadas à espécie sob estudo e/ou ao ecossistema em questão.

O presente trabalho não trata de nenhuma espécie-focal, sendo assim, os valores de efeito de borda são arbitrários, a fim de produzir diferentes cenários para fins de análise.

Este índice tem como limitação o fato de não levar em conta o grau de contraste entre o fragmento e a paisagem circunvizinha. O contraste entre bordas pode influenciar de diversas maneiras os processos ecológicos do fenômeno sob investigação (MACGARIGAL; MARKS, 1994).

3 MATERIAIS E MÉTODO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional dos Campos Gerais situa-se na região centro-leste do Estado do Paraná, na borda da chamada Escarpa Devoniana, em áreas do Primeiro e Segundo Planalto Paranaense. Com uma área total de 20.411,12 hectares, abrange parte dos municípios de Ponta Grossa, Castro e Carambeí (fig.1), estando delimitado pelas coordenadas UTM 7210000 e 7240000 de latitude sul; 590000 e 615000 de longitude oeste. A área está situada na região denominada Campos Gerais do Paraná.

Os Campos Gerais foram originalmente definidos por Maack (1948) como uma região fitogeográfica, compreendendo os campos limpos e campos cerrados naturais situados sobre o Segundo Planalto Paranaense. Os elementos florestais se apresentam, com frequência, como manchas de matas, quase circulares, denominadas capões, como matas de galeria, ou como bosques mistos, especialmente em encostas ou diques de diabásio (MORO, 2001).

A distribuição da vegetação na área do PNCG ocorre segundo dois padrões distintos. Na região oeste-sul, junto à Escarpa Devoniana, a fragmentação florestal é predominantemente natural, em função da dinâmica de ocupação da vegetação vinculada ao solo de natureza litólica da Escarpa. Este tipo de solo característico compõe um mosaico entre Floresta Ombrófila Mista e Estepe gramíneo-lenhosa; localiza-se no segundo planalto paranaense e abrange as bacias dos rios São Jorge e Quebra Perna, da bacia do rio Tibagi. Na região leste-norte, no primeiro planalto, a fragmentação da Floresta Ombrófila Mista é predominantemente antrópica, em função

da expansão do sistema agrosilvopastoril na região. Tem sua abrangência em parte da bacia do rio Pitangui e da bacia do rio Ribeira (ALMEIDA; MORO, 2006).

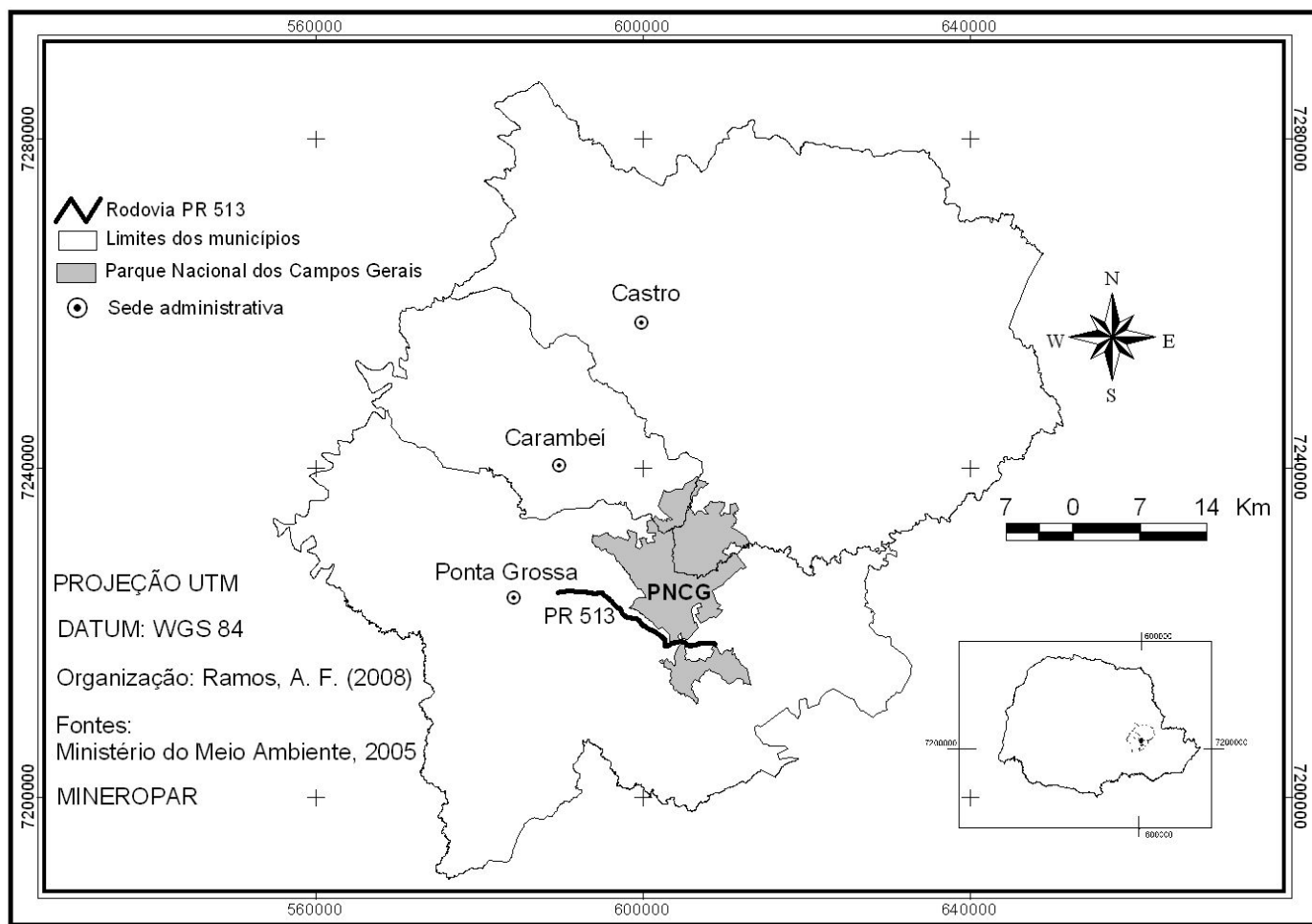


Figura 1 - Localização da área de estudo - Parque Nacional dos Campos Gerais

A associação entre a Floresta com Araucárias e os campos naturais formam a paisagem típica da região, combinando uma área expressiva da floresta com os últimos remanescentes de campos. Os ecossistemas campestres no Sul do Brasil estão em estado instável de disclímax. Há um alto nível de endemismo e a substituição de espécies não se processa no sentido de um retorno à forma original (LEITE; KLEIN, 1990).

As paisagens derivadas das áreas de exploração florestal das matas com Araucárias vêm sendo transformadas rapidamente pela agricultura mecanizada e o cultivo de pinus. Os limites entre campos e as matas com Araucárias é de difícil identificação, particularmente onde a agricultura moderna se desenvolve indistintamente, levando ao acelerado processo de homogeneização da paisagem regional (RIBEIRO, 1993).

Nos Campos Gerais, o processo de fragmentação dos ecossistemas é intensificado pela modernização das atividades econômicas vigentes na região, em especial as atividades agropecuárias e monocultura de pinus (ROCHA, 2006). A formação de áreas de vegetação isoladas umas das outras, dificultando o fluxo de animais, pólen e de sementes, aumenta expressivamente o risco de extinção local de espécies.

A crescente transformação na organização do uso e ocupação da terra e a baixa representatividade de áreas protegidas colocam os ecossistemas dos Campos Gerais entre os mais ameaçados do país (ROCHA *et al.*, 2001). As áreas de Ponta Grossa e Castro, municípios localizados nos Campos Gerais do Paraná, são consideradas pelo Ministério do Meio Ambiente como prioritárias para a Conservação da Flora no Brasil (MMA/SBF, 2002). Localizam-se nesta região, os Parques Estaduais de Vila Velha e

Guartelá, duas Unidades de Conservação com importante papel ecológico na paisagem local e regional como fontes potenciais de propágulos, dispersores e polinizadores.

Ao longo do reverso da Escarpa Devoniana, nas bacias do Alto Tibagi e do Itararé, encontram-se também áreas bem conservadas, com altitudes superiores a 1.000 metros (MELO *et al.*, 2003). Estas áreas, possivelmente, desempenham um papel importante e pouco conhecido na conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos da região. Além disso, tais áreas podem ser usadas como estratégia de manutenção biológica dos vários pequenos remanescentes de vegetação existentes na região.

Estrategicamente, com vistas à proteção e garantia de importantes áreas-fonte da diversidade biológica dos ecossistemas formadores dos Campos Gerais do Paraná, foram criadas em abril de 2006 novas Unidades de Conservação na região, dentre elas, o Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG).

3.2 EVOLUÇÃO DO USO DA TERRA

A região do Parque Nacional dos Campos Gerais está em terrenos da Bacia do Paraná profundamente afetados pelo Arco de Ponta Grossa, responsável pela elevação e arqueamento do embasamento proterozóico e das camadas sedimentares da bacia, e por extensas fraturas NW-SE que deram passagem a um grande volume de magma basáltico no Mesozóico (MELO *et al.*, 2003).

A Formação Furnas ocupa toda a borda da Escarpa Devoniana, no segundo planalto. Trata-se de uma formação arenítica, sedimentar, que origina predominantemente solos rasos, de pouca fertilidade, com freqüente exposição da

matriz rochosa. São áreas recobertas originalmente por campos. Nos falhamentos do Arco preenchidos por diabásio de origem Mesozóica, porém, os solos são mais profundos e férteis. Isto determina um claro controle estrutural da vegetação florestal ao longo de cânions, fraturas e falhas, com a instalação da floresta com Araucária. Outras feições geomorfológicas típicas da região são depressões do terreno, supostamente originadas também por processos de erosão subterrânea, também ocupadas por florestas.

Na porção do PNCG abrangida pelo primeiro planalto, o embasamento proterozóico do Grupo Açungui, com as Formações Abapã e Itaiacoca, determina a formação de solos mais férteis e profundos, os quais admitiam uma vasta e contínua cobertura florestal até início do século XX.

Até meados do século XVII os Campos Gerais no segundo planalto se apresentavam despovoados e serviam exclusivamente como ponto de passagem, na Estrada Real, para os viajantes curitibanos que se dirigiam à capital da província, São Paulo. Nesta época, a palavra curitibano englobava qualquer morador das áreas ao sul do Paraná e boa parte de Santa Catarina. Apesar de ser uma região de boas pastagens, não havia quem consumisse o gado ali criado (LANGE, 1998).

No primeiro planalto, adjacente à Escarpa, no entanto, grandes aldeamentos indígenas foram relatados por Cabeza de Vaca no século XVI, estimando em cerca de 2 milhões de índios a população de Abapã (LANGE, 1998). Estes indígenas utilizavam os campos de cima da Escarpa como área de caça e as terras férteis do primeiro planalto para suas coivaras (rotação de áreas desmatadas e queimadas para roça). É notória a falta de registros sobre o destino destes “bugres” – se foram dizimados, expulsos ou aculturados – talvez um pouco de cada. Foram provavelmente seus

descendentes, mais os despossuídos de origem paulista, que formaram boa parte da população “cabocla” da qual pouco resta, expulsos que foram para as cidades no processo de urbanização brasileira do século XX.

A identidade histórica e cultural da região dos Campos Gerais remonta ao século XVIII, quando, graças aos ricos pastos naturais, abundância de invernadas com boa água e relevo suave, estabeleceu-se como rota do tropeirismo do sul do Brasil, com o deslocamento de tropas de muares e gado de abate provenientes das províncias sulinas para os mercados de São Paulo e Minas Gerais. Nessa época, os campos naturais da região tornaram-se muito disputados, e a coroa portuguesa começou a expedir cartas de sesmarias em favor de homens a ela fiéis e de prestígio político local. O ciclo do tropeirismo, que se estendeu ao início do século XX, ainda hoje tem grande influência na cultura e costumes dos Campos Gerais do Paraná, cuja população preserva muitos hábitos, valores e imaginário popular herdados dos tropeiros, estes em sua maioria de origem gaúcha (MELO; MORO; GUIMARÃES, 2007).

A colonização das encostas e vales do planalto ocorreu com a intensificação da imigração européia no século XIX e, especialmente a partir das últimas três décadas do séc. XX, quando houve uma grande expansão de cultivos anuais sobre áreas de campos. Conseqüentemente, toda essa área já está bastante modificada (lavouras, pastagens, reflorestamentos, etc.). Da mata natural restante, a maioria é secundária. Historicamente os capões foram bastante explorados, tanto no ciclo da erva-mate, caboclo, quanto no da madeira, imigrante, com a vasta utilização das locomotivas a vapor. Com o avanço tecnológico e o fim da extração de material lenhoso, a vegetação começou a naturalmente se regenerar (LANGE, 1998).

Com relação aos campos nativos, estes vêm sendo submetidos a queimadas periódicas há mais de 300 anos, prática ainda largamente utilizada. Embora as queimadas anuais não alterem o aspecto paisagístico dos campos, efetua-se uma lenta e contínua seleção entre as gramíneas e outras plantas, reduzindo paulatinamente as espécies higrófilas para dar lugar às macias gramíneas xerófitas. Ao longo da história regional, a contínua divisão das propriedades, condicionou uso mais intensivo dos campos e do fogo, provocando esgotamento dos solos, decaimento das pastagens e diminuição da rentabilidade. Os campos nativos menos alterados correspondem a áreas com manejo extensivo, as “invernadas” de grandes fazendas. Recentes divisões fundiárias tendem a contribuir para uma maior descaracterização da vegetação.

Outro aspecto importante do manejo tradicional, amplamente utilizado, é o pastejo permanente em grandes piquetes, não permitindo períodos adequados de repouso da vegetação, tendo como consequência rebrota menos vigorosa. O principal problema encontrado nas superfícies aluviais é a concentração de detritos trazidos pelas bacias urbanas das cidades, o uso dos agrotóxicos de áreas agricultadas lindeiras e nas bacias à montante e os assoreamentos provocados pelo manejo incorreto dos solos. Forças de ordem social e econômica e o potencial para a transformação agrícola proporcionado pelos sistemas de plantio direto, produziram, na virada do milênio, um acentuado avanço desta atividade nas áreas de campos remanescentes.

O fluxo e refluxo das populações na área, conforme os sucessivos ciclos econômicos deixaram marcas nos remanescentes de vegetação (figura 2), que podem ser assim resumidos:

Situação 1 – Escarpa Devoniana – porção sul-sudoeste-oeste do PNCG. Nestas áreas de campos nativos ainda persiste, em certa proporção, o modelo pecuário herdado dos latifúndios do ciclo do tropeirismo, com a criação de gado de corte extensiva. Por empregar pouca mão de obra, são áreas que sempre apresentaram baixa densidade demográfica. Constituem uma das últimas áreas a serem ocupadas pelo cultivo anual modelo exportação, em parte pela pouca aptidão agrícola do solo, em parte pelo romantismo de alguns proprietários em abandonar a atividade tradicional da família. É freqüente que o cultivador de soja ou milho não seja mais o proprietário ou seus herdeiros, e sim arrendatários que agregam extensas áreas dispersas por vários municípios.

Os capões de mata aí observados estão mais ou menos intactos dependendo da dificuldade de acesso, mas os campos preservados se restringem às áreas rupestres basicamente.

Situação 2 – as áreas ocupadas pelas várzeas dos rios Pitangui e Jotuva, embora naturais, foram potencializadas pela construção da represa de Alagados ao redor de 1939, e permaneceram intocadas até a ocupação da bacia pelo ciclo econômico da soja. Desde então, a represa, que é manancial de abastecimento da cidade de Ponta Grossa, tem sofrido problemas recorrentes de assoreamento e eutrofização. A contínua elevação das cotações dos grãos no mercado externo tem exercido pressão para a drenagem e ocupação destas várzeas, que não haviam sido grandemente atingidas pelo projeto pró-várzeas da década de 1970 devido, talvez, à falta de vocação agrícola na época, notoriamente extrativista (lenha) ou de pecuária extensiva.

Situação 3 – As partes central e norte do PNCG, no primeiro planalto, compreendem diversas fazendas, pertencentes a médio e grandes proprietários, que em algum momento deixaram a atividade pecuária pelas culturas anuais de exportação. A bacia leiteira e o gado de corte, embora ainda existam, estão em decadência, podendo-se dizer que são atividades complementares à principal atividade econômica da fazenda, ou seja, a lavoura anual. Percebe-se que, enquanto criadores de gado, os proprietários se preocupavam em deixar um "mato" para a criação se abrigar. No momento em que os animais se retiram, há uma tendência de avanço sobre áreas de mata, com autorização legal ou não. Como a autorização para o desmatamento de áreas pequenas, antes da criação do parque, não costumava apresentar empecilhos, verificou-se ano a ano os capões de mata sendo "roídos" para a expansão da lavoura mecanizada.

Situação 4 - A partir da década de 1970, visando usufruir da série de incentivos fiscais que se dava à atividade florestal, numerosos projetos de grande porte de florestamento de Pinus se instalaram em áreas já exploradas e, até certo ponto, degradadas, com pouco retorno econômico. As grandes florestadoras acabaram por contribuir também com o vazio demográfico desta parte do PNCG no primeiro planalto, ao concentrar a propriedade. No geral, os preços pagos aos "caboclos" eram baixos; estes nem sempre tinham a titularidade da terra, e estavam, na verdade, ansiosos em se mudar para a cidade, com mais recursos e oportunidades. A suspensão dos incentivos nos anos 80 e 90 não foi o suficiente para desestruturar por completo os projetos, que agora retornam com maior vigor, inclusive ocupando as áreas de pasto e capoeiras anteriormente poupadas, nem sempre respeitando os limites de preservação

das APPs. Áreas que não se prestam ao cultivo mecanizado, e que haviam sido poupadas até então, passam a sofrer a pressão das florestadoras ou de seus consórcios. Embora o traçado dos limites do parque tenha tentado contornar as áreas de reflorestamento mais significativas, ainda cerca de 0,3% da área do PNCG contém monocultura de Pinus, em locais remotos e de relevo movimentado de sua porção oeste e nordeste.

De modo geral, percebe-se que as áreas do parque, especialmente no primeiro planalto, já foram mais habitadas e que, hoje, as atividades agropecuárias e silviculturais são conduzidas de maneira altamente profissional por médios e grandes proprietários, ou mesmo corporações. A geração de renda é alta, com pouco emprego de mão de obra. A floresta já foi bastante alterada pelos diversos ciclos econômicos, encontrando-se hoje, paradoxalmente, em termos de área, ligeiramente superior à ocupada no passado. Com relação às áreas de campo, no entanto, a supressão passa dos 200% nas duas últimas décadas (MORO *et al.*, 2005).

3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.3.1 Processamento de imagens

Para a elaboração do mapa do uso e ocupação da terra (fig.2) utilizou-se imagem Cbers 2, sensor ccd, bandas 2(r) 3(g) e 4(b) com resolução espacial de 20 metros, órbita 157, ponto 128, com passagem em 07 de março de 2007.

No processamento digital da imagem (PDI) foi utilizado o método de classificação híbrida no *software* SPRING (Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas), versão 4.2, módulo Spring. Este é um *software* de domínio público, desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), podendo ser obtido pela Internet (<http://www.dpi.inpe.br/spring>). Inicialmente, fez-se a classificação automática supervisionada, tendo sido colhidas amostras de *pixels* de cada classe utilizada (Floresta Ombrófila Mista, lavoura temporária, formação campestre com influência fluvial, vegetação campestre e corpo d'água). Foi usado o algoritmo de classificação Maxver e, por último, fez-se a edição matricial para correção das áreas que haviam sido classificadas erroneamente. Na seqüência gerou-se o mapa de classes.

3.3.2 Cálculo das métricas da paisagem

A quantificação da estrutura da paisagem e/ou padrão espacial foi obtida com auxílio do Programa Fragstats na versão 4.2 (McGarigal; Marks, 1994), programa de análise de padrões espaciais para mapas temáticos.

Foram analisadas para a classe Floresta Ombrófila Mista as seguintes métricas: número de fragmentos, tamanho, formato, borda e proximidade entre os fragmentos.

Na impossibilidade técnica de eleger uma ou mais espécies-focais neste estudo e pela inexistência de parâmetros para Floresta Ombrófila Mista, foram simulados diversos valores de profundidade de borda para composição de cenários. Os valores arbitrados definiram os limites de hábitat de interior e de borda. Da mesma forma, foram

arbitrados valores para classe de tamanho (pequeno, médio, grande) e valores de isolamento dos fragmentos (baixo, médio, alto, muito alto).

O número de fragmentos existentes na paisagem foi relacionado à classe de tamanho aos quais estes pertencem e identificados como pequenos, médios e grandes. Foram caracterizados como pequenos os fragmentos com área menor que 5 ha, fragmentos médios aqueles com área entre 5 e 50 ha e fragmentos grandes os maiores que 50 ha.

A classe Floresta Ombrófila Mista foi dividida em fragmentos e área fonte, sendo considerada área-fonte o maior polígono (fragmento) componente da paisagem.

Para a verificação do formato dos fragmentos, utilizou-se o índice SHAPE calculado diretamente pelo *Fragstats*.

A mensuração da área de borda nos fragmentos foi realizada utilizando-se simulações com diferentes distâncias lineares para profundidade de borda. Assim, foram obtidos valores de área central (*core*) e área de borda para todos os fragmentos da classe Floresta Ombrófila Mista, considerando-se as seguintes distâncias arbitrárias: 20, 40, 60, 80, 100, 140, 200 e 300 metros (de fora para dentro dos fragmentos).

Com relação à proximidade/isolamento dos fragmentos, foram adotadas as distâncias de 60, 120, 200 e > 200 metros, considerados isolamento baixo, médio, alto e isolamento muito alto, respectivamente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA E CÁLCULO DAS MÉTRICAS

A figura 2 apresenta a distribuição espacial das classes de uso da terra no PNCG, tendo sido utilizada a classificação apontada no Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2006).

No cálculo das áreas das classes (tab.1) obteve-se para a classe Floresta Ombrófila Mista o maior valor de área constituinte da paisagem, num total de 11.943,72 ha, ou seja, 55,9% da paisagem.

Tabela 1 – Valores das áreas das classes do uso e ocupação da terra no PNCG.

Classe	área (ha)	% da paisagem
Floresta Ombrófila Mista	11.943,7	55,9
Vegetação Campestre	5.364,2	26,3
Lavoura Temporária	2.829,4	13,9
Formação Campestre com Influência Fluvial	727,7	3,6
Corpo D'Água	71,0	0,3
TOTAL	20.411,1	100,0

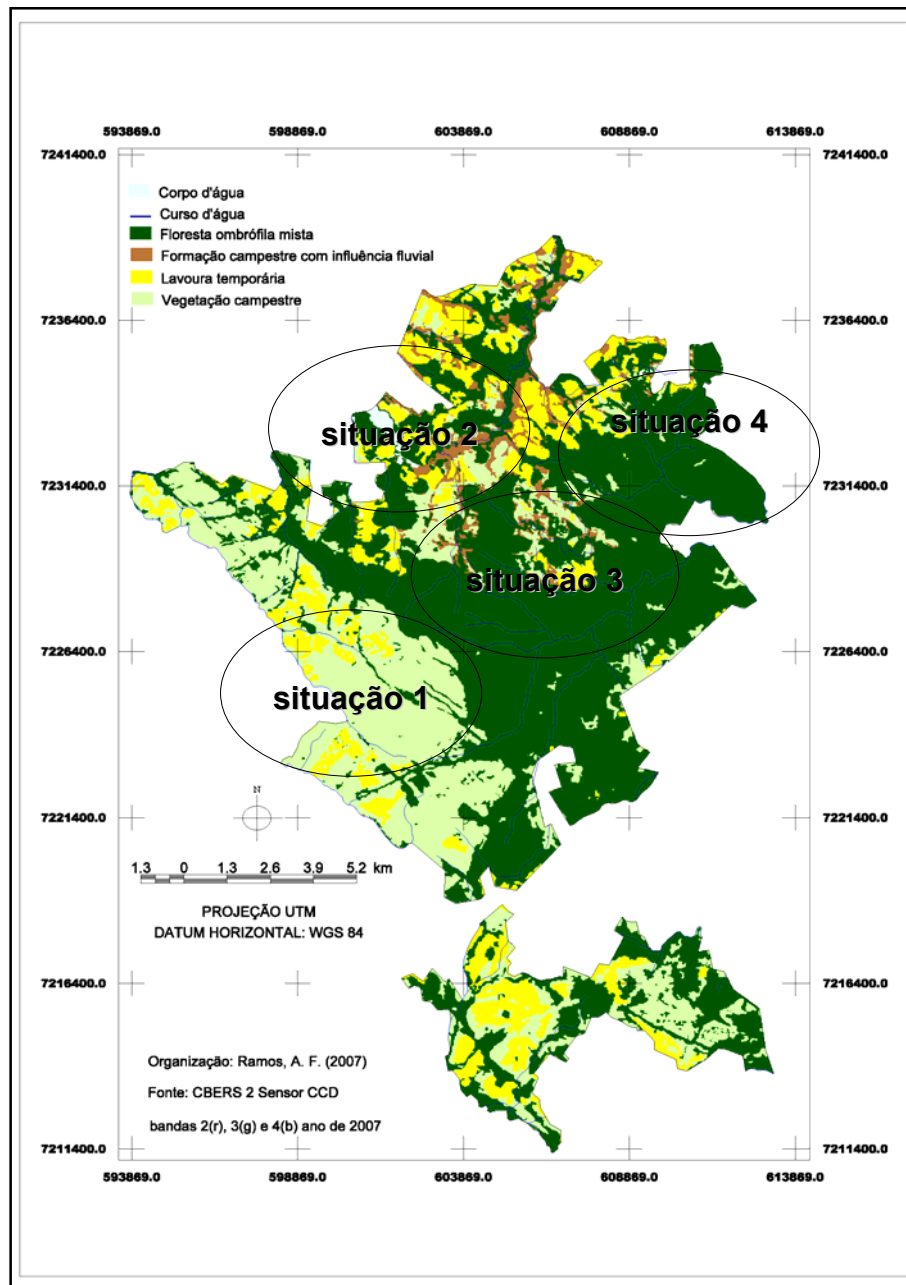


Figura 2 – Classificação do uso e ocupação da terra no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR.

4.2 TAMANHO DOS FRAGMENTOS

Com relação à área dos fragmentos florestais, a figura 3 registra a contribuição relativa em soma de área (ha) por classe de tamanho, além do número de fragmentos registrados para cada classe. Essa mesma informação consta na tabela 2.

Do número total de fragmentos (n= 302), observa-se que 91,4% (n= 276) possuem áreas inferiores a 5 ha. Apesar do número elevado de manchas, a soma de área dessa classe não ultrapassa 7,5% da área total dos fragmentos quando excluída a área-fonte. No entanto, ao incluir a área-fonte nos cálculos, tem-se que os fragmentos menores que 5 ha não chegam a 2% da área total dos fragmentos.

Considerando-se os fragmentos inferiores a 10 ha (incluindo a classe anterior), este cenário permanece equivalente, ou seja, o número de manchas aumenta para 283, mas a proporção da soma das áreas inferiores a 10 ha não atinge a marca de 10% da área total dos fragmentos. Incluindo a área-fonte nesta análise, a soma de área dos fragmentos menores que 10 ha representa pouco mais que 2% da área total de Floresta Ombrófila Mista. De acordo com Schierholz (1991), estes fragmentos, com área até 10 ha, podem ter sua integridade biológica comprometida devido ao efeito de borda.

Para os fragmentos maiores que 10 ha e até 50 ha, registrou-se 12 fragmentos e uma área total de 295 ha (11,2% da área fragmentada). Somente dois fragmentos foram registrados na classe 50 – 100 ha, cuja soma de área foi pouco expressiva (141,8 ha ou 5,4%).

As classes com soma de área mais expressivas foram entre 100 – 500 ha e entre 500 – 1000 ha, que totalizaram 539 ha (20,5%) e 1.399 ha (53%), respectivamente. Esses valores percentuais são referentes somente à área fragmentada. Se

considerarmos a área-fonte, estes percentuais para as classes entre 100 – 500 ha e 500 – 1000 ha passam para 4,51% e 11,7%, respectivamente.

Em termos gerais, pode-se dizer que a contribuição relativa dos fragmentos inferiores a 100 ha (soma igual a 684 ha) é relativamente expressiva (26%) quando considerada somente a área fragmentada. Contudo, ao incluir nos cálculos a área-fonte, esta contribuição relativa não chega a 6% da área total de Floresta Ombrófila Mista.

Esses resultados possibilitam inferir que a contribuição principal das manchas de Floresta Ombrófila Mista com áreas inferiores a 100 ha, está no fato de permitirem fluxo gênico no interior da Unidade de Conservação, por aumentar a permeabilidade da matriz e/ou por funcionar como trampolim entre os fragmentos vizinhos (ou maiores) e a área-fonte.

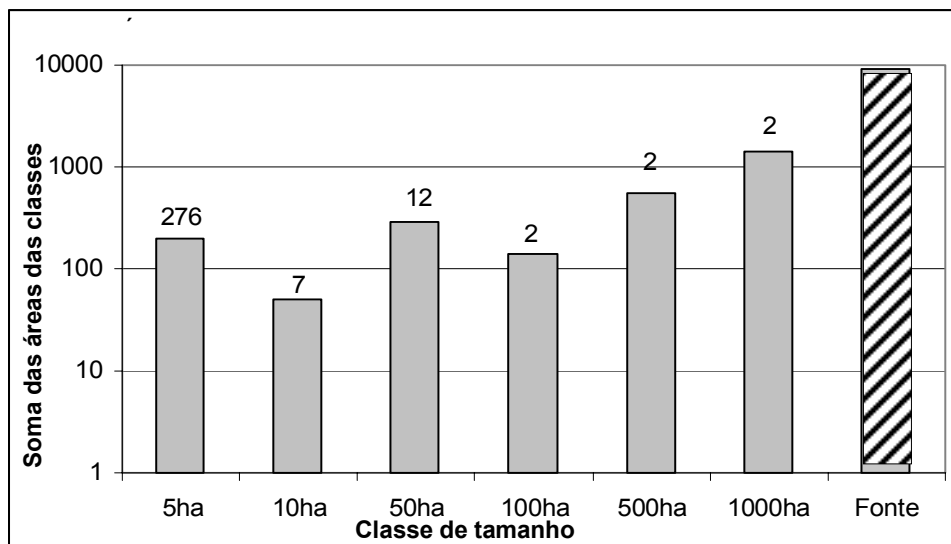


Figura 3 – Número de fragmentos florestais no PNCG por classe de tamanho

Tabela 2 – Valores de áreas das classes e número de fragmento em cada classe de tamanho.

classe tamanho (ha)	área da classe (ha)	número de fragmentos
5 ha	196,7	276
10 ha	51,3	7
50 ha	295,0	12
100 ha	141,8	2
500 ha	539,6	2
1.000 ha	1.399,2	2
área fonte	9.320,0	1
Total	11.943,7	302

Em relação à contribuição dos fragmentos na área total da paisagem, em função das classes de tamanho, observou-se que os fragmentos grandes, embora em menor número, possuem áreas significativas e são responsáveis pela maior cobertura florestal em área (figura 4).

De acordo com Forman e Godron (1986), os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, no entanto, os pequenos remanescentes também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas. Os autores ressaltam que, enquanto os grandes fragmentos possibilitam a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos promovem um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuam como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

A necessidade ou não de manejo para os fragmentos pequenos dependerá da análise do isolamento e posição de cada um deles na paisagem.

Quanto ao desvio padrão, os valores indicaram uma grande variação no tamanho dos fragmentos e uma heterogeneidade espacial da paisagem; houve uma grande amplitude de variação de área dos fragmentos ($8,7 \pm 61,3$).

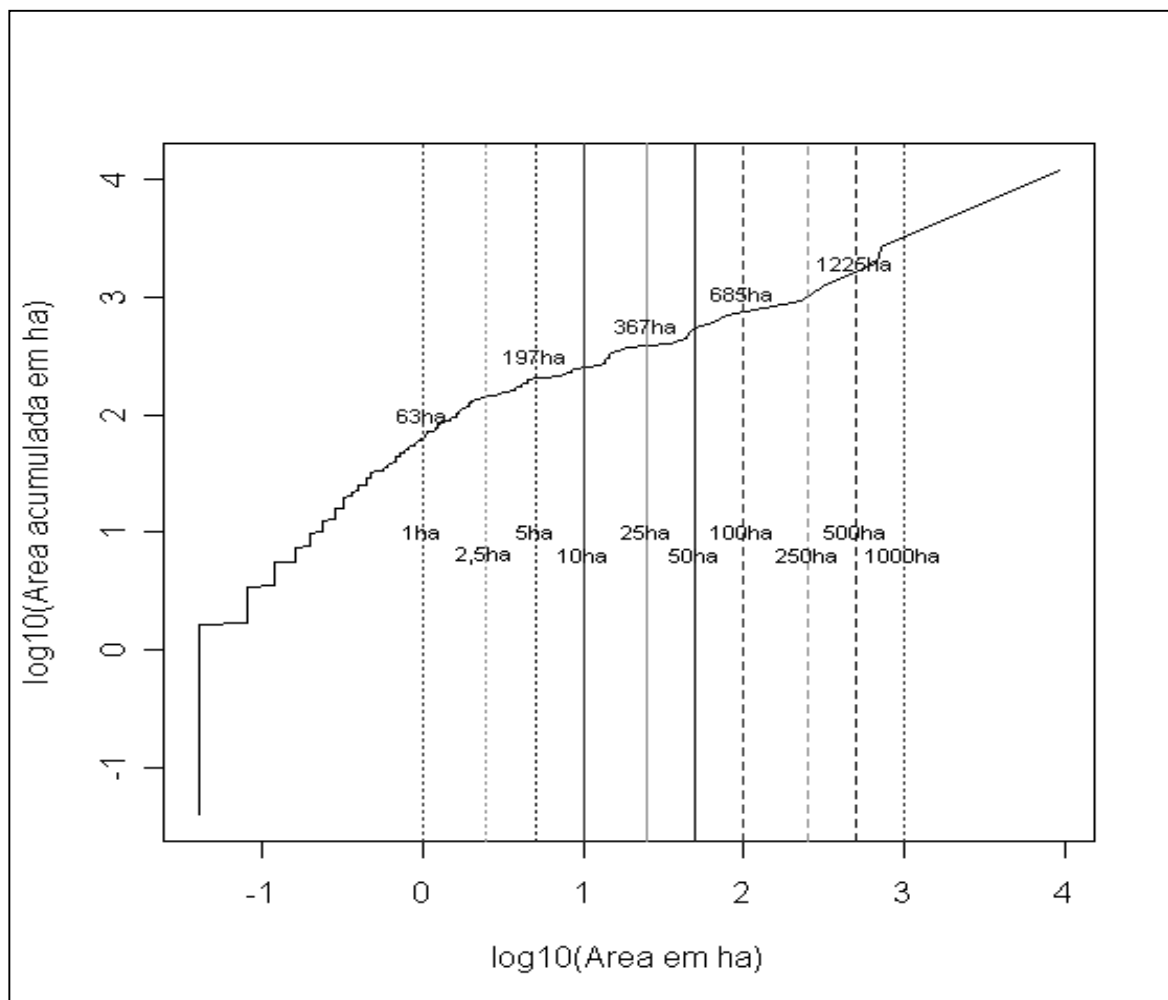


Figura 4 – Contribuição dos fragmentos florestais, por classe de tamanho, na paisagem do PNCG.

4.3 FORMATO DOS FRAGMENTOS – ÍNDICE DE FORMA (SHAPE)

Nas análises referentes à forma dos fragmentos (figura 5), é possível observar que dos 302 fragmentos existentes na paisagem do PNCG, 93 deles têm SHAPE igual a 1. Apesar desses fragmentos serem relativamente circulares, sua grande maioria apresenta área muito pequena (área= $0,15 \pm 0,22$ ha). Em termos de conservação, a geometria ideal desses fragmentos (circular) é penalizada pela reduzida área.

Considerando os fragmentos com áreas entre 1 a 5 ha, que podem ser considerados interessantes para a manutenção de algumas espécies de pequeno porte (aves e pequenos mamíferos, por exemplo), percebe-se que a grande maioria dos fragmentos (n= 66) possui forma relativamente circular, com valores de forma variando entre 1 a 2 (SHAPE= $1,63 \pm 0,41$).

Os resultados mostram também que sete fragmentos que apresentaram áreas entre 5 a 10 ha são aproximadamente circulares (SHAPE= $2,05 \pm 0,82$). Os fragmentos com áreas entre 10 – 50 ha (n= 12) apresentaram formas geometricamente mais complexas que os fragmentos menores que 10 ha (SHAPE= $2,9 \pm 0,77$). Os dois fragmentos com áreas entre 50 – 100 ha apresentaram valores de SHAPE = $2,75 \pm 0,19$, e os entre 100 - 1.000 ha foram os quatro fragmentos mais irregulares (SHAPE = $6,28 \pm 1,92$).

A área-fonte, com 9.320,0 ha, foi a que apresentou a forma geometricamente mais complexa (SHAPE= 11,53). Isto se deve não somente ao fato do fragmento ser grande e, conseqüentemente, ter maior perímetro, mas principalmente, porque o fragmento-fonte apresenta muitas regiões com formas bastante irregulares, intensificando assim o

efeito de borda em alguns pontos desse fragmento. O desvio padrão indicou que os fragmentos, no geral, apresentam forma bastante regular ($1,5 \pm 0,8$).

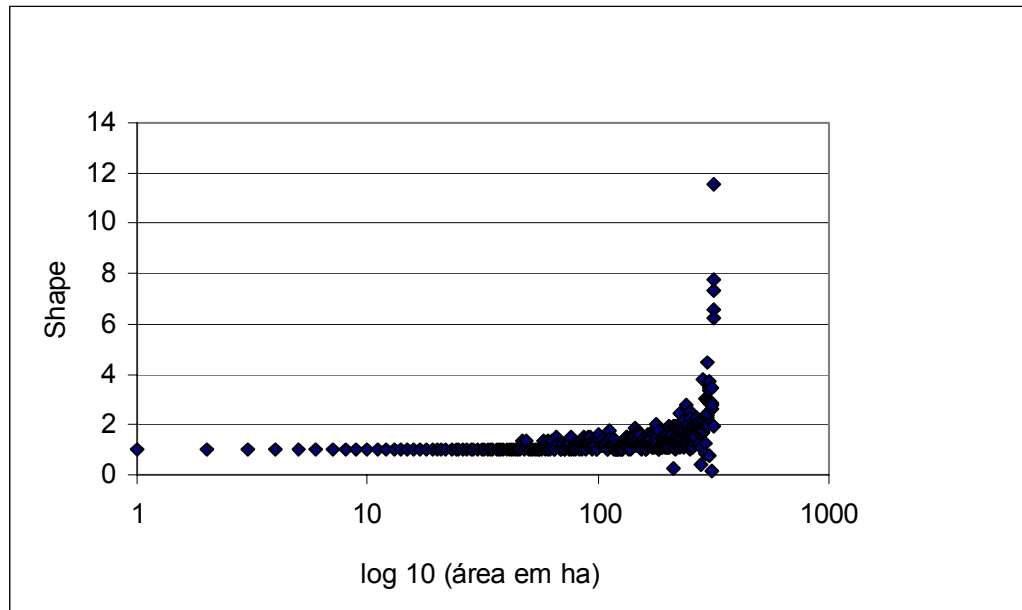


Figura 5 – Distribuição da forma dos fragmentos florestais no PNCG em função da área, considerando área-fonte.

4.4 EFEITO DE BORDA

O efeito que a existência de borda proporciona aos ambientes e às espécies não é ainda um consenso na literatura. A profundidade de borda também tem sido discutida entre os estudiosos, sem resultados conclusivos até o momento. Sabe-se que a borda é uma zona na qual as alterações acontecem de forma brusca, alterando fluxos ecológicos, como nutrientes, matéria orgânica, entrada de luz e organismos (WIENS *et al.*, 1985).

Sobre a profundidade de borda, até bem recentemente os trabalhos citavam que os efeitos afetavam uma distância fixa. Murcia (1995), afirma que os efeitos de borda tendem a desaparecer a partir da distância de 50 metros. No entanto, estudos mais atuais (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001) têm mostrado que esses efeitos variam no espaço e ao longo do tempo.

De acordo com Queiroga e Rodrigues (2000), os estudos do efeito de borda foram particularmente desenvolvidos em áreas de florestas densas, como a Floresta Amazônica Perenifolia Úmida e a Floresta Semidecidual, além de alguns poucos estudos voltados para a vegetação dos cerrados.

Primack e Rodrigues (2001) relatam, para Floresta Estacional Semidecidual no Paraná, alterações em déficit de pressão de vapor e em composição florística em largura de 35 metros da borda. Kapos (1989) verificou aumentos de temperatura e déficit de pressão de vapor em faixa de borda de pelo menos 60 metros de largura de fragmento florestal na Amazônia. Lovejoy *et al.* (1986; citado por DIAS *et al.*, 2000), citam que alguns pássaros permanecem pelo menos 50 metros longe das bordas dos fragmentos florestais na Amazônia. Laurance (1991), também na Amazônia, encontrou variações fisionômicas e florísticas em faixa de 200 metros de borda. Ainda para a Amazônia, Skole e Tucker (1993; citado por DIAS *et al.*, 2000), observaram uma área afetada de aproximadamente 341.000 km² para um efeito de borda de 1 km.

Com relação à Floresta Ombrófila Mista, Fontoura, Ganade e Larocca (2006) propõe um efeito de borda em torno de 50 metros.

No presente estudo, em função da literatura não apresentar informações conclusivas em relação à profundidade de borda e por não se ter uma espécie ou grupo taxonômico de interesse específico, optou-se por modelar grupos funcionais com

características potenciais distintas de efeito de borda. Tal decisão levou em consideração as proposições de Metzger (2006), sendo que o autor propõe o uso de grupos funcionais representativos para a região de interesse. Nesse contexto, a simulação do efeito de borda para a classe Floresta Ombrófila Mista do PNCG foi realizada utilizando-se as distâncias de 20, 40, 60, 80, 100, 140, 200 e 300 metros de profundidade de borda, obtendo-se diferentes cenários para análises. Foram calculadas para cada distância considerada, as áreas de interior e de borda em função da soma das áreas para todos os fragmentos e área-fonte (tab.3), além de uma simulação apenas para a área-fonte.

Na figura 6 observa-se a relação entre área de borda e valor da soma das áreas de interior dos fragmentos. A mesma relação é apresentada na figura 7 (dispersão).

Tabela 3 – Área de interior e de borda com diferentes profundidades de borda, calculados para todos os fragmentos e área-fonte.

Profundidade de borda (m)	Área de interior (ha)	Área de interior (%)	Área sob efeito de borda (ha)	Área sob efeito de borda (%)
0	11.943,7	100,0	0,0	0,0
20	10.714,3	89,7	1.229,4	10,3
40	9.724,1	81,4	2.219,6	18,6
60	8.786,8	73,6	3.157,0	26,4
80	8.122,9	68,0	3.820,8	32,0
100	7.410,9	62,0	4.532,8	37,9
140	6.513,4	54,5	5.430,3	45,5
200	5.314,3	44,5	6.629,4	55,5
300	3.958,4	33,1	7.985,3	66,7

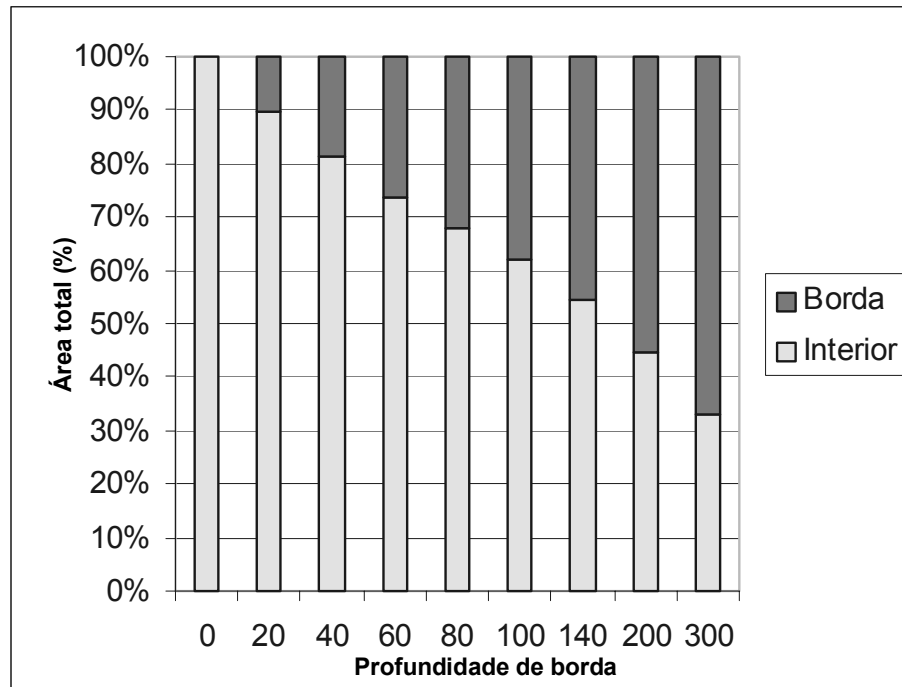


Figura 6 – Relação entre área de borda e área de interior dos fragmentos florestais no PNCG.

Na simulação realizada apenas com a área-fonte (tab.4) foram obtidos os seguintes resultados:

Tabela 4 – Área de interior e de borda com diferentes profundidades de borda, considerando apenas a área-fonte.

Profundidade de borda (m)	Área de interior (ha)	Área de interior (%)	Área sob efeito de borda (ha)	Área sob efeito de borda (%)
0	9.320,0	100,0	0,0	0,0
20	8.691,2	93,3	628,8	6,8
40	8.145,1	87,4	1.174,9	12,6
60	7.588,0	81,4	1.732,0	18,6
80	7.171,4	76,9	2.148,6	23,1
100	6.698,3	71,9	2.621,7	28,1
140	6.058,1	65,0	3.261,9	35,0
200	5.104,2	54,8	4.215,8	45,2
300	3.903,5	41,9	5.416,5	58,1

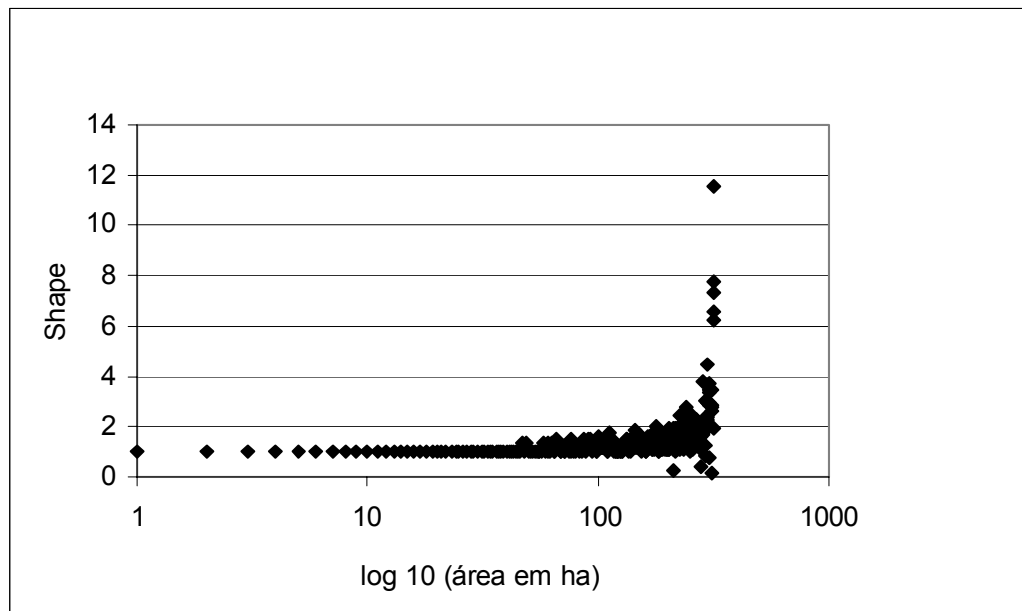


Figura 7 – Dispersão das áreas de interior e de borda com diferentes profundidades de borda.

As figuras abaixo apresentam a área da classe Floresta Ombrófila Mista sem considerar nenhuma borda (fig. 8) e com várias simulações de borda (figuras 9, 10 e 11), considerando apenas as distâncias 100, 200 e 300 m para sua profundidade - em preto, observa-se a área central (interior de floresta), descontada a área de borda

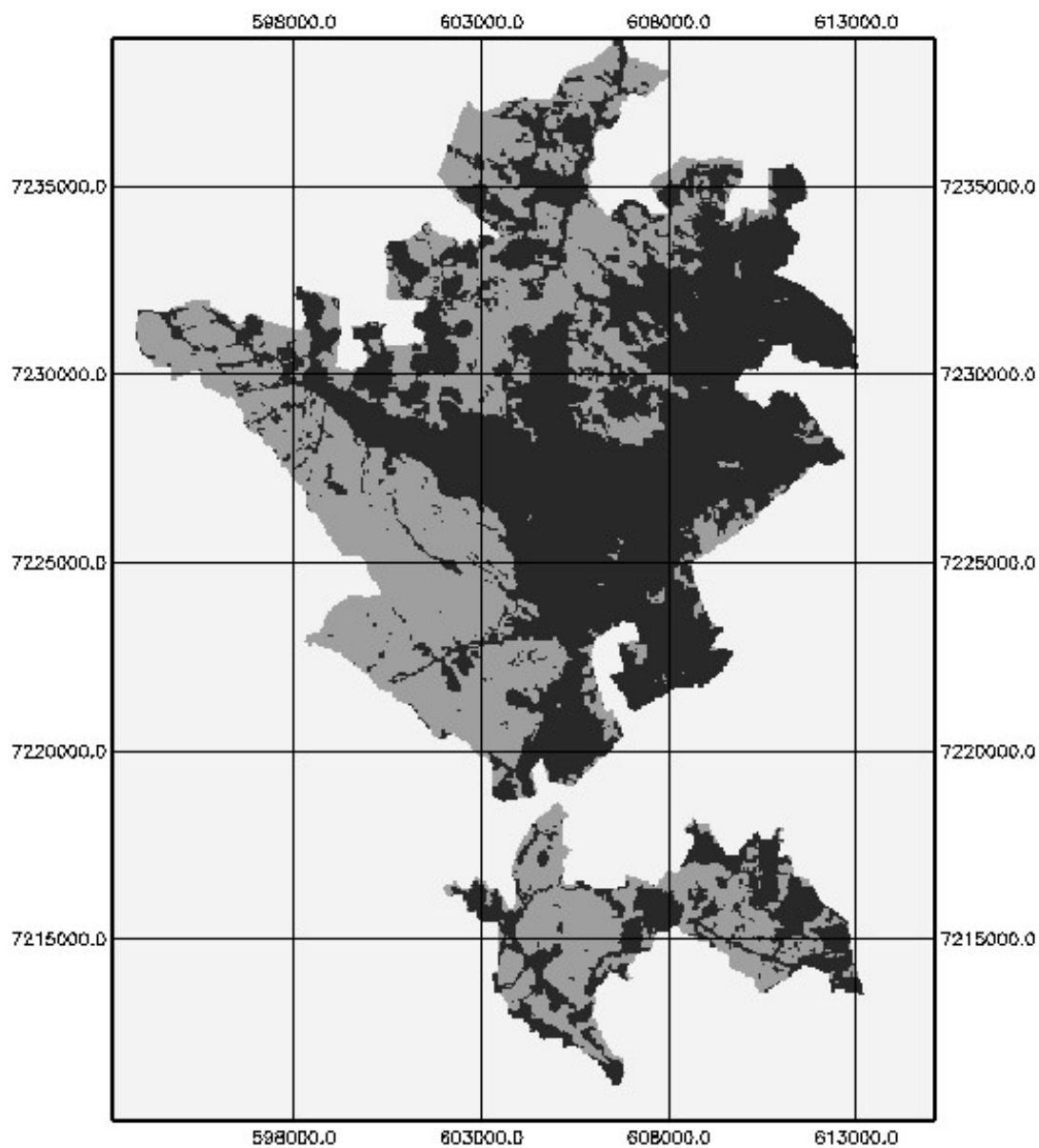


Figura 8 – Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) sem considerar borda

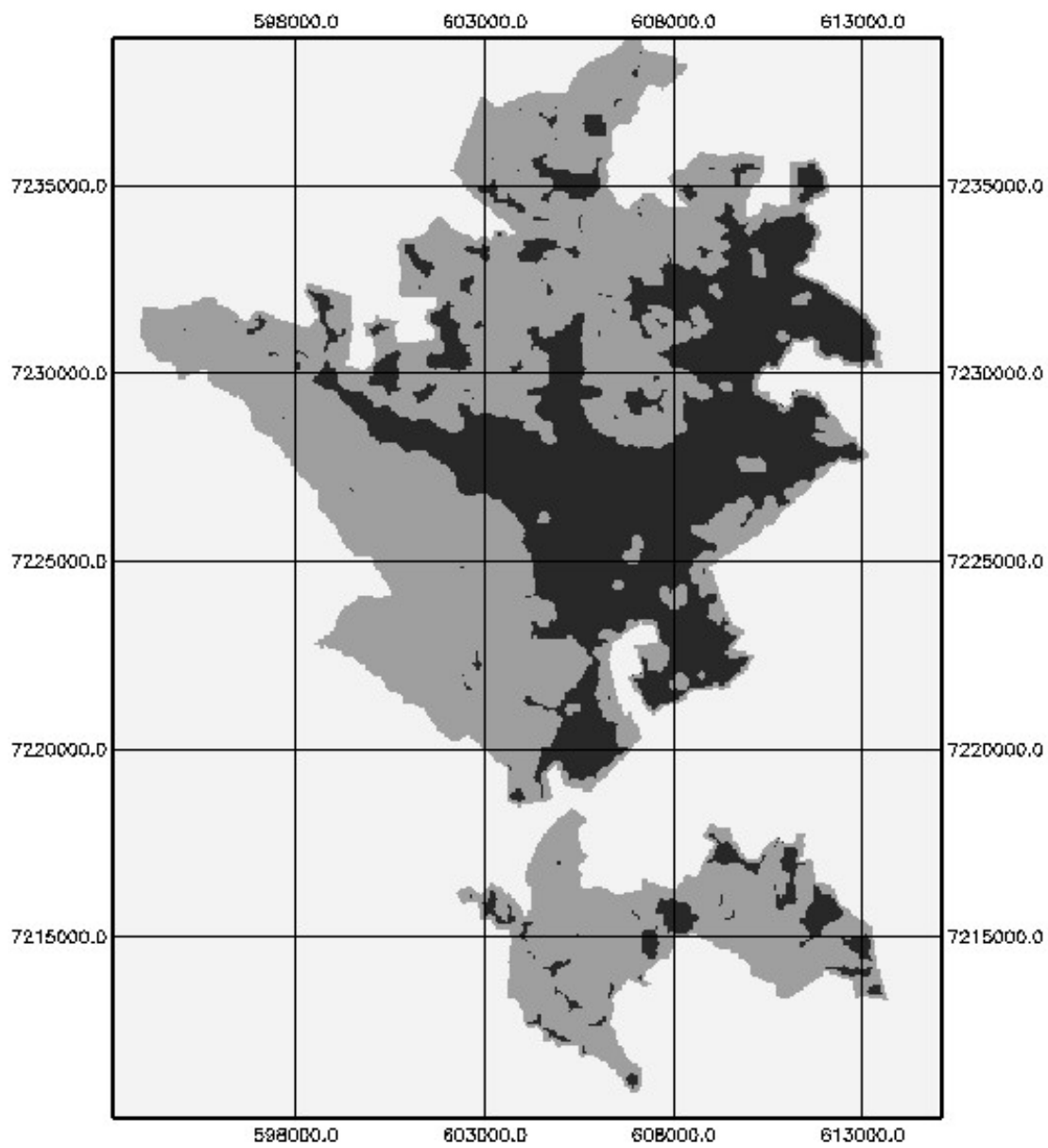


Figura 9 – Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 100 m de borda

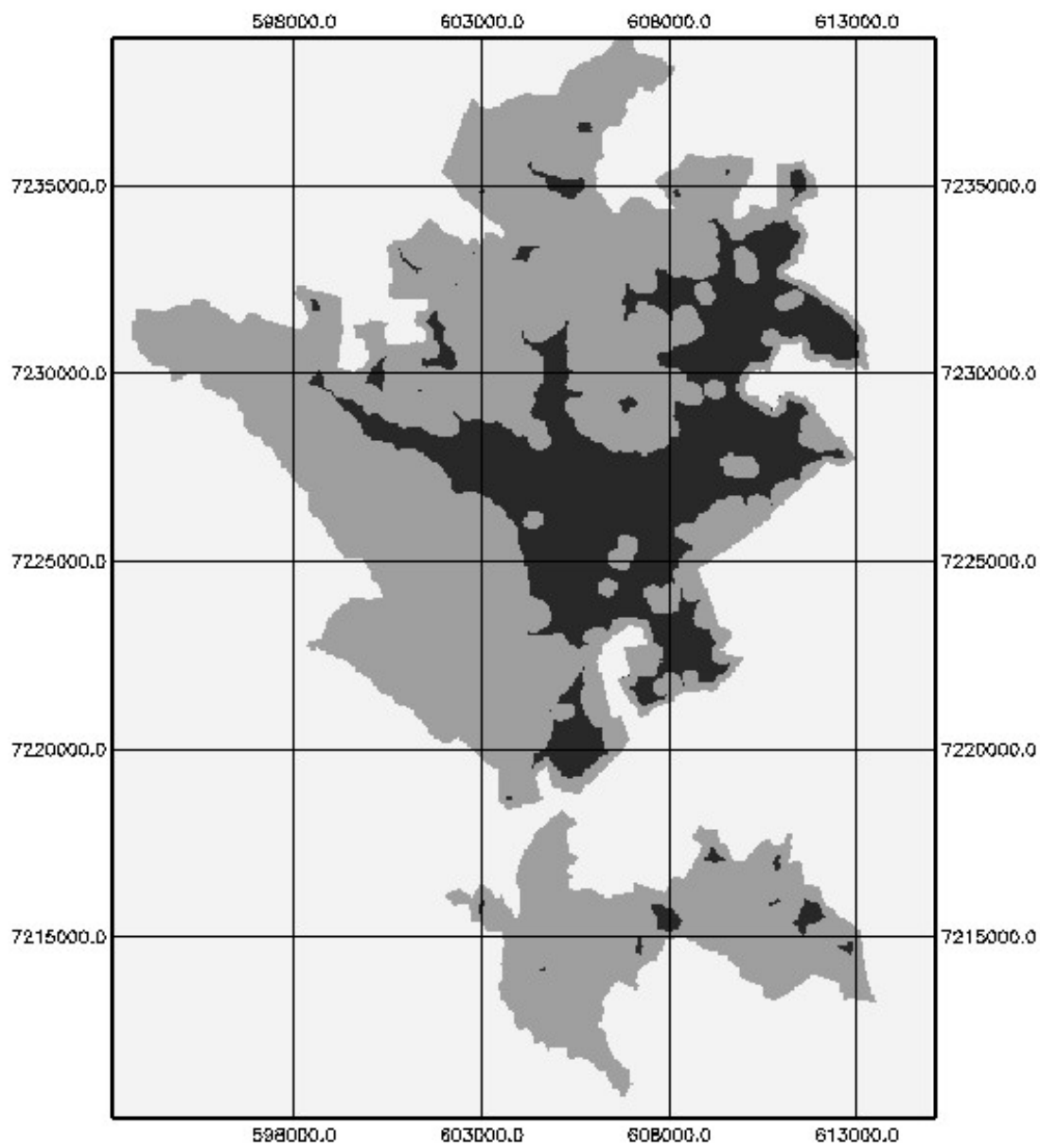


Figura 10 – Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 200 m de borda

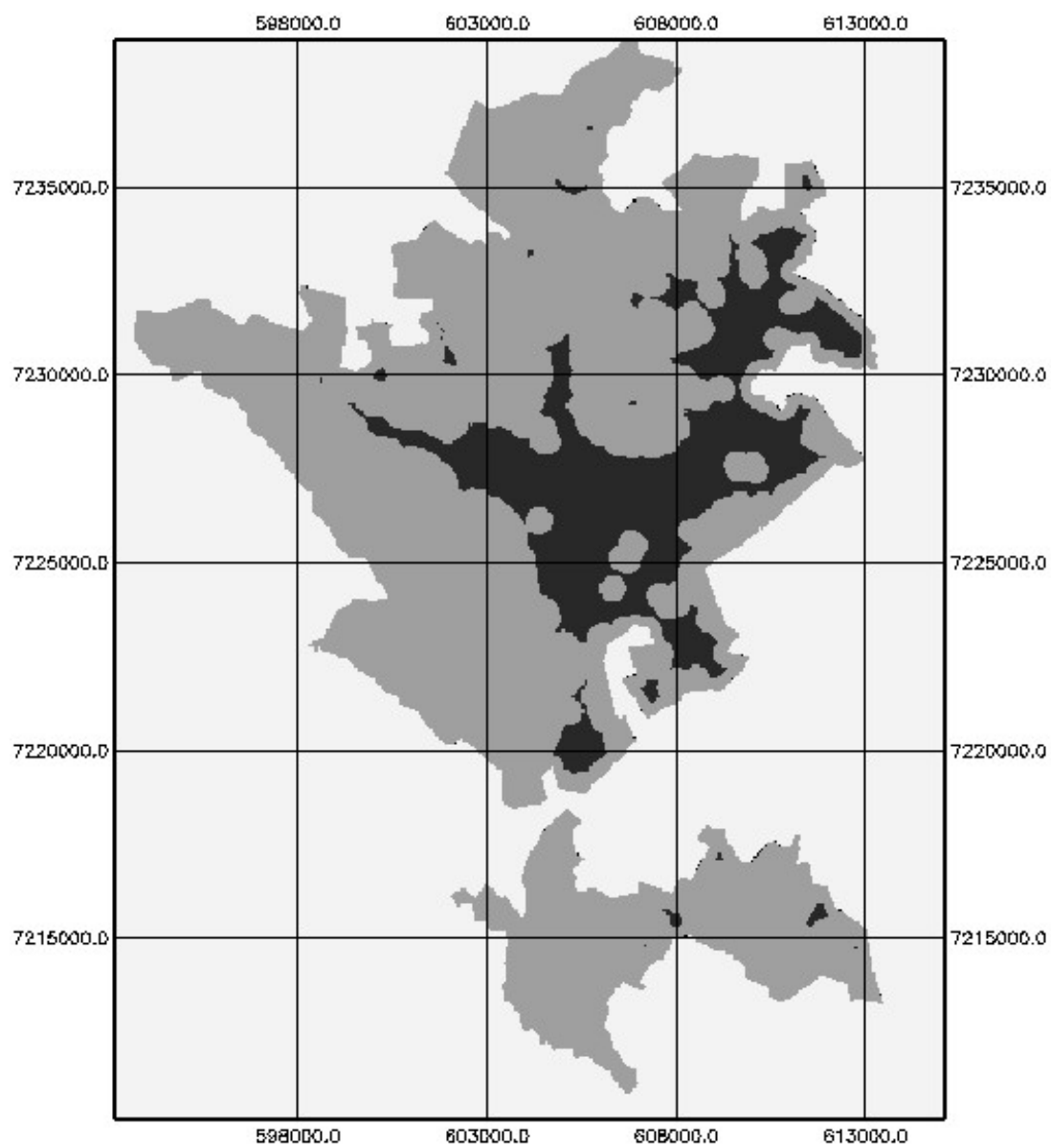


Figura 11 – Área ocupada pela classe Floresta Ombrófila Mista (em preto) considerando 300 m de borda

4.5 DISTÂNCIA DO VIZINHO MAIS PRÓXIMO (ENN)

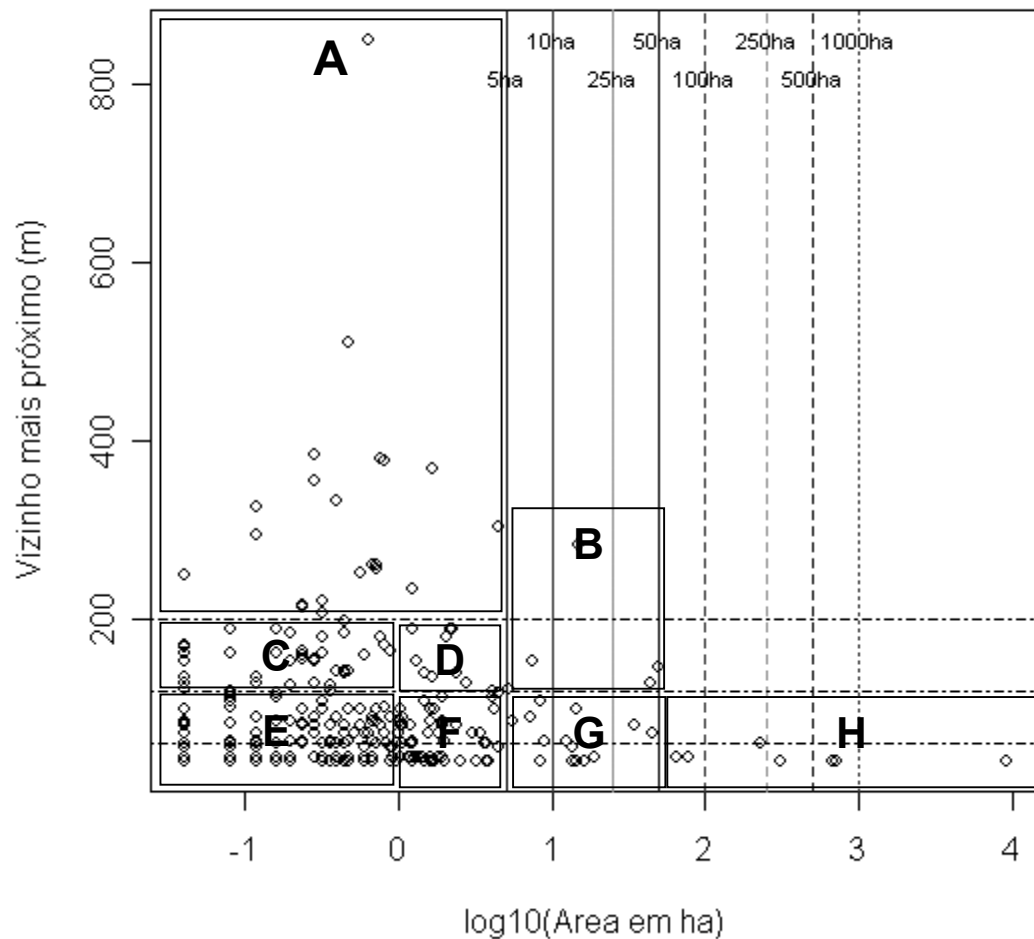
A distância do vizinho mais próximo, entendida também como grau de isolamento do fragmento, foi analisada levando-se em conta a relação isolamento x tamanho do fragmento.

A figura 12 apresenta valores de distância do vizinho mais próximo (eixo X) e a classe de tamanho dos fragmentos (eixo Y). Considerando como classes os tamanhos pequeno, médio e grande para os fragmentos e como grau de isolamento baixo, médio, alto e muito alto, foram criados grupos identificados com letras de A - H na figura de dispersão.

O grupo identificado com a letra A é composto por fragmentos pequenos (menores que 5 ha). Além da pequena área, os fragmentos pertencentes a este grupo possuem isolamento alto, isto é, acima de 200 m de distância. Fragmentos pequenos tende a sofrer alterações na dinâmica do ambiente, tornando-o diferente do hábitat original devido à influência do efeito de borda. Existe também, uma alta probabilidade de estarem presentes nestes fragmentos espécies invasoras e oportunistas (flora e fauna). Fragmentos sob essas condições podem não ser de interesse para as ações de manejo, visto que a ampliação das áreas ou mesmo a conexão entre elas envolveria custos. Por outro lado, estes fragmentos, mesmo pequenos e isolados, podem ter importante função biológica na área, servindo como trampolins ecológicos (*stepping stones*) para espécies de aves com maior capacidade de deslocamento, por exemplo.

Os fragmentos do Grupo B são de tamanho médio (de 5 a 50 ha). O isolamento apresenta-se de 3 formas: 1 fragmento com isolamento médio (distância maior que 60 e

menor que 120 m); 2 fragmentos com isolamento alto (maior que 120 e menor que 200 m) e 1 fragmento com isolamento muito alto (maior que 200 m).



Grupo A: fragmentos pequenos; isolamento alto; **Grupo B:** fragmentos médios; isolamentos médio alto e muito alto; **Grupo C:** fragmentos pequenos; isolamentos médio e alto; **Grupo D:** fragmentos pequenos; isolamentos médio e alto; **Grupo E:** fragmentos pequenos; isolamento baixo; **Grupo F:** fragmentos pequenos; isolamento baixo; **Grupo G:** fragmentos grandes; isolamentos baixo e médio; **Grupo H:** fragmentos grandes e área-fonte; isolamento baixo

Figura 12 – Distância do vizinho mais próximo e área dos fragmentos florestais no PNCG.

Com relação ao manejo para o Grupo B, os dois fragmentos com áreas maiores que 25 ha (quase 50 ha cada um) são de interesse nas ações com vistas à conectividade, pois o tamanho deles compensa o fato de terem isolamentos médio e alto. Para todos os fragmentos desse grupo é interessante o estudo sobre a influência do efeito de borda, sendo que para os fragmentos com áreas menores que 25 ha caberia também uma avaliação sobre a possibilidade do aumento da área desses fragmentos.

O Grupo C corresponde aos fragmentos pequenos (menores que 5 ha), sendo alguns com isolamento médio e outros com isolamento alto. Na figura 12, percebe-se que são muitos os fragmentos nessa situação. Nesse caso, indicações de manejo como aumento de área e/ou conexão podem não ser tecnicamente viáveis. Por serem fragmentos pequenos e razoavelmente próximos, podem ser considerados trampolins ecológicos.

No Grupo D estão os fragmentos pequenos, com isolamentos médio e alto. Nessa situação, o manejo visando o aumento de área ou da conectividade deve ser analisado levando-se em conta custo-benefício. O investimento de recursos financeiros na restauração desses fragmentos pode ser interessante se estes estiverem em uma posição muito importante no sentido de aumentar a conectividade entre outros fragmentos maiores que 25 ha.

Nos grupos E e F estão os fragmentos pequenos com isolamento baixo.

Os fragmentos grandes e a área-fonte correspondem aos grupos G e H, respectivamente. No grupo G encontram-se fragmentos com isolamento baixo a médio, enquanto no grupo H o isolamento é baixo.

O desvio padrão indicou que os fragmentos estão relativamente próximos entre si ($97,0 \pm 84,0$).

Constatou-se que, no geral, o isolamento dos fragmentos não é muito elevado (<100m). Essa distância é pouco expressiva para alguns grupos de plantas que têm a dispersão feita por mamíferos de pequeno e médio porte. Porém, para grupos mais sensíveis, pode ser considerada uma distância limitante para a movimentação de algumas espécies. Awade e Metzger (2008) observaram, por exemplo, que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 metros. Segundo Janzen (1988; citado por Guisard, 2006) 180 metros entre os fragmentos pode ser considerado, em determinadas situações, o limite de dispersão de sementes pelo vento.

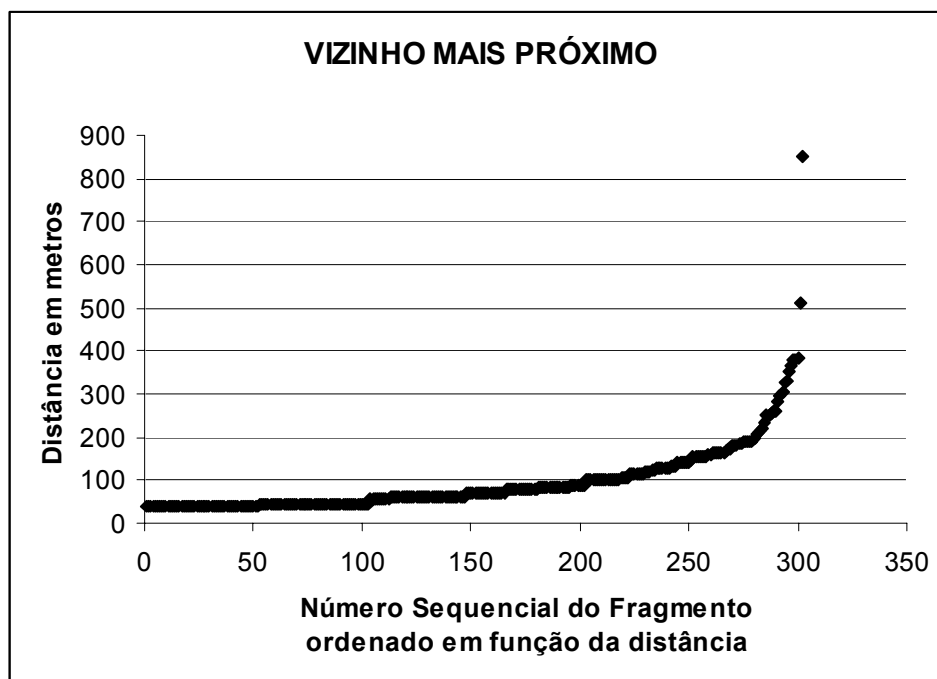


Figura 13 – Número seqüencial do fragmento ordenado em função da distância do vizinho mais próximo.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos mostraram que a formação florestal abrange 55,9% da área do Parque Nacional dos Campos Gerais. Esta cobertura encontra-se distribuída em 302 fragmentos, sendo que a maior mancha apresenta área superior a 9.320 ha, o que equivale a 78,03% do total da área florestada do Parque. Este fragmento é uma importante área-fonte de dispersores, polinizadores, material genético, criando condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local por meio de processos-chave, como a dispersão, recrutamento de espécies, polinização, etc. Esta área-fonte deve ser considerada no estabelecimento de ações de manejo e recuperação de fragmentos menores. Indica-se estudos da biodiversidade da área-fonte baseados na composição, abundância e riqueza de espécies. Os resultados nestes estudos poderão ser usados como comparativos para o manejo dos fragmentos médios e pequenos presentes na área.

Os fragmentos florestais pequenos (< 5 ha) são maioria, 276 no total. Entretanto, a soma das áreas desses fragmentos apresenta baixa contribuição na área total de floresta (< 2%). Apesar da reduzida área e da baixa representatividade na paisagem, os fragmentos pequenos podem estar funcionando como trampolins ecológicos entre os remanescentes dentro da UC e/ou remanescentes da região, aumentando assim, a conectividade local e favorecendo o fluxo de espécies e material genético.

A área-fonte foi a que apresentou o maior índice de forma (maior SHAPE), por ter um perímetro extenso e muito recortado. No entanto, o formato irregular desse fragmento é compensado pela sua grande área central, o que ameniza o efeito de borda e favorece as espécies que necessitam de habitats de interior de floresta.

Durante a fase de estabelecimento do Plano de Manejo do PNCG, deverão ser planejadas ações que venham amenizar o recorte do perímetro da área-fonte, bem como, minimizar os efeitos das clareiras observadas em seu interior.

A área-fonte apresentou baixo grau de isolamento e os fragmentos mais isolados são também os menores em área (< 5 ha). Para direcionar as decisões sobre o manejo destes fragmentos isolados com vistas à viabilidade de conectividade com outros fragmentos, sugere-se o estudo detalhado da localização destes fragmentos numa escala mais fina (de maior resolução) na paisagem, seu histórico de uso e a qualidade ecológica dos mesmos. Paisagens fragmentadas pela evolução natural do ambiente quaternário devem ser respeitadas e, até onde for possível, mantidas em sua condição original. Por outro lado, fragmentos que apresentem baixa qualidade ecológica, seja em função de área, forma ou proximidade podem demandar ações desproporcionais para os benefícios esperados com a sua função de corredor ecológico.

Foram simulados diversos valores de borda, os quais definiram limites teóricos de hábitat de interior e de borda, produzindo diferentes cenários sobre a fragmentação potencial. Para uma distância de 20 metros de borda, por exemplo, bordas abrangem 6,8% do total da área da classe Floresta Ombrófila Mista; para a maior distância de borda utilizada nos cálculos, 300 m, o percentual de bordas chegou a 58,1% da área de floresta.

A quantificação de parâmetros de estrutura e configuração permitiu descrever os padrões espaciais dos fragmentos florestais do Parque Nacional dos Campos Gerais, disponibilizando assim, dados preliminares que podem contribuir nas decisões sobre as estratégias de ação a serem adotadas no Plano de Manejo dessa Unidade de Conservação.

Como continuidade a esse trabalho, indica-se estudos considerando as espécies a serem manejadas (espécies-focais), tendo em vista a área útil necessária à manutenção destas populações. Propõe-se também o estudo do efeito de borda levando em conta o tipo de vizinhança do fragmento, se campo ou agricultura. Finalmente, caracterizar os fragmentos de origem natural e antrópica, para fins de estudos sobre possível conectividade entre fragmentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C.G.; MORO, R.S. Análise da cobertura florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR, como subsídio ao seu plano de manejo. **Revista Terra Plural**, Ponta Grossa, v.1, n.1, p.115-122, jan./jul. 2006.

AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology**, n.33, in press. 2008.

BERTRAND, P.C. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In: Turner, G.M. (ed.). **Quantitative methods in landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, 1990. p.173-181. 1990.

CAMPOS, J.B. A fragmentação de ecossistemas, efeitos decorrentes e corredores de biodiversidade. CAMPOS, J.B.; Tossulino, M.G.P.; Müller, C.R.C. (org.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná (IAP), 2006. p.165-179. 348p.

CARDOSO-LEITE, E., PEGANI, M.I., MONTEIRO, R., HAMBURGER, D. S., Ecologia da paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiá, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**. v.2, n.19, p.233-243. 2004.

CASTRO, G.C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Lavras: UFLA. 2004. 83p.

CNUMAD. **Conferência das Nações Unidas sobre o meio ambiente e desenvolvimento**. Centro de Documentação e Informação, Coordenação de publicações, Brasília, 1995. 471p.

DEBINSKI, D.; HOLT, R. A survey and overview of habitats fragmentation. **Conservation Biology**, v.14, n.2, p.342-355. 2000.

DIAS, A.; LATRUBESSE E. M.; GALINKIN, M. **Projeto corredor ecológico Bananal - Araguaia**. Brasília, 120p. 2000.

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

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

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, n.34, p.17-34. 1985.

FONSECA, G.A.B.; AYRES, M. Setting Conservation Priorities at Multiple Geographic Scales. In: **Congresso da Ecological Society of America**, 11-14 de agosto, Albuquerque, Novo México. 1998.

FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v.29, n.1, p.79-91, jan.-mar. 2006.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wiley & Sons, 1986.

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

GENTRY, A.H. Endemism in tropical versus temperate plant communities. In M.E. SOULÉ (editor). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. p.153-181. 1986.

GUISARD, D.M.P. **Análise da cobertura florestal no município de São José dos Campos entre 1973 e 2004 utilizando sensoriamento remoto e métricas da paisagem** - Relatório de projeto de Iniciação Científica, Divisão de Sensoriamento Remoto (DSR), INPE, São José dos Campos. 2006.

HANSON, J.S.; MALASON, G.P.; ARMSTRONG, M. P. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. **Modeling**, Amsterdam, v.49, n.4, p.277-296. 1990.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. **Estudos de Representatividade Ecológica nos Biomas Brasileiros**. Disponível em: www.ibama.gov.br/ecossistemas/representatividade.htm. Acesso em: 16 ago. 2007.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**, Manuais Técnicos em Geociências, n.7, 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge, v.2, n.5, p.173-185. 1989.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v.12, n.12, p.17-44. 1960.

KOCH, Z.; CORRÊA, M.S. **Araucária: A floresta do Brasil meridional**. Curitiba: Olhar Brasileiro, 2002. 148 p.

LAURENCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments – application of a model for the design of nature-reserves. **Biological Conservation**, v.2, n.52, p.205-219. 1991.

LEITE, P.F.; KLEIN, M.R. Vegetação. In: IBGE. **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro, 1990 v.2. Região Sul.. p.113-150.

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

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN, K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H. O.R.; HAYS, M.B. Edges and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: M.E. Soulé. (Ed.) **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sianuer, Sunderland, p.257-285, 1986.

MAACK, R. Notas preliminares sobre clima, solos e vegetação do Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v.2, p.102-200. 1948.

MACGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Corvallis, Oregon State University, 1994. 67p.

MEDEIROS, J.D.; SAVI, M.; BRITO, B.F.A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v.2, n.18, p.33-50. 2005.

MELO, M.S. *et al.* **Caracterização do Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa, 2003. (relatório final). Disponível em: <www.uepg.br/natural>. Acesso em: 27 jul. 2006.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Ed.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, p.423-538. 2003.

METZGER, J.P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. **Natureza e Conservação**. v.2, n.4, p.125-137. 2006.

METZGER, J.P. O que é ecologia da paisagem? **Biota neotropica**, v.1, n.1, p.1-9. 2001.

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

METZGER, J.P.; SIMONETTI, C. Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo. **Relatório técnico de pesquisa**, FAPESP processo n° 99/05123-4, anexo 1. 2003.

MILLER, K.R. **Em Busca de um Novo Equilíbrio**: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional. Brasília: IBAMA, 1997. 94p.

MMA/SBF – Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Floresta. **Biodiversidade brasileira**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, 2002. 52p.

MMA/SBF – Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Floresta. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (orgs.) Brasília, 2003. 510 p.

MORO, R.S. A vegetação dos Campos Gerais da escarpa devoniana. In: DITZEL, C.D.H.M.; SAHR, C.L.L. **Espaço e Cultura: Ponta Grossa e os Campos Gerais.** Ponta Grossa: Ed. UEPG, 2001. p.481-503.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, n.10, p.58-62. 1995.

MYERS, N. Threatened biotas: "hotspots" in tropical forests. **The Environmentalist**, n.8, p.187-208. 1988.

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

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape Ecology: theory and application.** 3.ed. New York: Springer-Verlag., 1994.

PARKER, T.A. III; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A. III; MOSKOVITS, D.K. (editors). **Neotropical birds: ecology and conservation.** University of Chicago Press, Illinois. p.131-146. 1996.

PEREIRA, J.L.G.; BATISTA, G.T.; THALÊS, M.C.; ROBERTS, D.A.; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v.26, n.1, p.59-90. 2001.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** Londrina, 2001. 327p.

QUEIROGA, J.L.; RODRIGUES, E. **Efeitos de borda em fragmentos de cerrado em áreas de agricultura do Maranhão, Brasil.** 2000. Disponível em: http://www2.uel.br/cca/agro/ecologia_da_paisagem/tese/joel_borda.pdf. Acesso em: 03 mar. 2008.

REDE PRÓ-UC. **Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação.** 2005. Disponível em: <http://www.redeprouc.org.br/araucarias_06.html>. Acesso em: 15 jul. 2007.

RIBEIRO, A.G. A vegetação natural e a estrutura das paisagens na região centro-sul do Estado do Paraná. **Revista de geografia.** São Paulo, v.12, p.27-46. 1993.

RIBEIRO, S.; MARQUES, J.C.B. Características da paisagem e sua relação com ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no vale do Taquari, RS. **Natureza & Conservação.** v.3, n.2, p.65-78. 2005.

ROCHA, C.H. Seleção de áreas prioritárias para a conservação em paisagens fragmentadas: estudo de caso nos Campos Gerais do Paraná. **Natureza & Conservação**, v.4, n.2, p.77-99. Out. 2006.

ROCHA, C.H. *et al.* **Plano para a conservação das paisagens remanescentes e desenvolvimento sustentável na área de entorno do Parque Estadual de Vila Velha nos Campos Gerais do Paraná**. Projeto financiado pelo Fundo PROBIO/Ministério de Meio Ambiente. Ponta Grossa, 2001.

ROCHA, C.H.; SOUZA, M.L.P.; MILANO, M.S. Ecologia da paisagem e manejo sustentável dos recursos naturais. **Geografia**, Rio Claro, v.22, n.2, p-57-79. 1997.

SCHIERHOLZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. **Ciência Hoje**, n. 12, p.22-29. 1991. SPRING 4.3. Software Disponível em: <www.dpi.inpe.br/spring>

SCHLAEPFER, M. A.; GAVIN, T. A. Edge effects on lizards and frogs in tropical Forest fragments. **Conservation Biology**, n.15, p.1079-1090. 2001.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. **Science**, n.260, p.1905-1910. 1993.

SNUC - **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília, 2000.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985-1990**. São Paulo, 1993.

TROPPEMAIR, H. Ecologia da paisagem: da geografia para a ciência multidisciplinar. **Geografia**. Rio Claro, v.26, n.1, p.103-108. 2001.

URBAN, D.L. Modeling ecological processes across scales. **Ecology**, n.86, v.8, p.1996-2006. 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí. **Scientia Florestalis**, n.62, p.114-119. 2002.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF - ESALQ/USP**, v.12, n.32, p. 25-42. 1998.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W.; Bierregaard, R.Jr. (Eds.), **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago & London, p.351-365. 1997.

VOLOTÃO, C.F.S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats**. São José dos Campos: INPE, 1998. 45p. Disponível em:

<<http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2006.

WICKHAM, J.D.; RIITERS, K.H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. **International Journal of Remote Sensing**, n.16, p.3585-3594. 1995.

WIENS, J. A., CRAWFORD, C. S.; GOSZ, J. R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos**, n.45, p.421-427. 1985.

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

WWF- Brasil – Disponível em:
<http://www.wwf.org.br/informacoes/questoes_ambientais/unidades_conservacao/index.cfm> Acesso em: 10 jun. 2007.

ZILLER, S.R. **A estepe gramíneo-lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. Curitiba: UFPR. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - 2000. 285p.