

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA

CARACTERIZAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PARA
PRODUÇÃO DE SEMENTES NO ENTORNO CAPIXABA DO PARQUE
NACIONAL DO CAPARAÓ

JERÔNIMO MONTEIRO
ESPÍRITO SANTO

2011

LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA

CARACTERIZAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PARA
PRODUÇÃO DE SEMENTES NO ENTORNO CAPIXABA DO PARQUE
NACIONAL DO CAPARAÓ

Monografia apresentada ao
Departamento de Engenharia
Florestal da Universidade Federal
do Espírito Santo, como requisito
parcial para obtenção do título de
Engenheira Florestal.

JERÔNIMO MONTEIRO
ESPÍRITO SANTO

2011

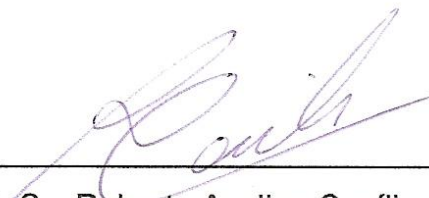
LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA

CARACTERIZAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PARA
PRODUÇÃO DE SEMENTES NO ENTORNO CAPIXABA DO PARQUE
NACIONAL DO CAPARAÓ

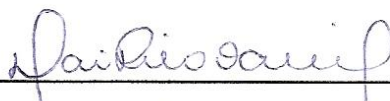
Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Florestal.

Aprovada em 13 de junho de 2011

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. D. Sc. Roberto Avelino Cecílio
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador



M. Sc. Daiani Bernardo Pirovani
Universidade Federal do Espírito Santo
Conselheira



Prof. D. Sc. Sidney Sára Zanetti
Universidade Federal do Espírito Santo

Aos meus pais, José Luiz e Marлизete, pelo amor incondicional, dedicação e carinho
nos ensinamentos da vida.

Aos meus irmãos, Matheus e Larissa, pela cumplicidade e atenção que temos um
com o outro.

Ao meu namorado Tiago por todo amor, incentivo e por estar ao meu lado sempre.

“Deus quer, o Homem sonha e a obra nasce.”

Fernando Pessoa

AGRADECIMENTOS

A Deus que sempre esteve comigo nesta caminhada, dando-me força e coragem para que eu seguisse em frente, quando a vontade era recuar ou parar.

Aos meus pais que adiaram alguns sonhos para que eu pudesse sonhar, pela luta e crença que depositaram em mim. Obrigada por acreditarem em mim e por tudo que fizeram sem que nem mesmo eu percebesse.

Aos meus irmãos, pela amizade e cumplicidade, apoiando e servindo de apoio, brigando e sorrindo, para ficarmos sempre juntos mesmo longe de casa.

Ao meu namorado Tiago pelo grande amor, carinho, paciência em ouvir meus desabafos, pela compreensão e concessões realizadas, pelos sorrisos e palavras que fazem o meu mundo um mundo melhor.

A toda minha família, que mesmo de longe acompanharam e apoiaram os meus estudos. Em especial ao meu primo Gustavo, por cada momento vivido intensamente e por me ensinar a ser grata ao dom da vida.

Aos meus amigos por todos os momentos e alegrias compartilhadas.

Ao professor Roberto pela atenção e disponibilidade na orientação deste estudo.

À minha conselheira Daiani pelo apoio e esforços nas análises.

À Universidade Federal do Espírito Santo e professores pelo trabalho realizado durante a graduação.

Ao Instituto Estadual do Meio Ambiente – IEMA pela concessão das fotografias aéreas indispensáveis ao estudo.

RESUMO

A fragmentação florestal é resultado de inúmeras perturbações ocorridas com os desmatamentos durante os processos de ocupação territorial. Os fragmentos florestais podem ser considerados como ilhas de diversidade, cercados por diversos outros usos da terra presentes na paisagem. A ecologia de paisagens é uma ciência que busca quantificar a estrutura dos componentes da paisagem; essa quantificação pode ser realizada com o auxílio dos índices de ecologia da paisagem aliadas a ferramentas de geotecnologias, como os Sistemas de Informações Geográficas. Este estudo teve como principal objetivo analisar a estrutura da paisagem florestal no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó por meio dos índices de ecologia da paisagem, visando à seleção de áreas aptas para a colheita de sementes devido ao seu valor de conservação ambiental; bem como estudar a influência do efeito de borda nos diferentes tamanhos desses fragmentos. Inicialmente, foi feito o mapeamento dos fragmentos florestais de toda área representativa do entorno do Parque e, a análise dos índices de ecologia da paisagem para três classes de tamanho dos fragmentos, sendo considerados médios aqueles com área entre 10 e 50 ha, grandes aqueles com área entre 50 e 100 ha e muito grandes aqueles com área superior a 100 ha. Para o cálculo dos índices de ecologia foi utilizada a extensão *Patch Analyst* dentro do aplicativo computacional ArcGis 9.3[®]. Ao todo, foram encontrados 140 fragmentos florestais maiores que 10 ha, representando 6,28% de cobertura florestal da área em estudo. As caracterizações quantitativas foram feitas com os grupos de índices de área; densidade e tamanho, forma; proximidade e área central; sendo este último obtido para a distância de 100 m sob efeito de borda. Para todos os índices houve diferenciações com relação às classes de tamanho dos fragmentos florestais, mostrando que os fragmentos maiores apresentam um maior valor de área central média que os fragmentos menores, sendo estes mais conservados.

Palavras-chave: fragmentos florestais, métricas da paisagem, *Patch Analyst*, conservação.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 O problema e sua importância	2
1.2 Objetivos	4
1.2.1 Objetivo geral	4
1.2.2 Objetivos específicos	4
2 REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Mata Atlântica	5
2.2 Fragmentação Florestal	7
2.3 Ecologia da Paisagem	11
2.3.1 Índices de Área	12
2.3.2 Índices de Densidade e Tamanho	13
2.3.3 Índices de Borda	13
2.3.4 Índices de Forma	15
2.3.5 Índices de Proximidade	17
2.3.6 Índices de Área Central	18
2.4 Coleta de sementes em Fragmentos Florestais	18
2.5 Unidades de Conservação	20
2.5.1 Parque Nacional do Caparaó	22
2.6 Sistema de Informações Geográficas aplicado em análises ambientais	24
3 METODOLOGIA	26
3.1 Caracterização da área de estudo	26
3.2 Mapeamento dos fragmentos florestais	27
3.3 Análise dos fragmentos florestais por meio das métricas da paisagem	28
3.3.1 Índices de Área	29
3.3.2 Índices de Densidade e Tamanho	29
3.3.3 Índices de Borda	30
3.3.4 Índices de Forma	31
3.3.5 Índices de Proximidade	32

3.3.6 Índice de Área Central	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1 Mapemaneto dos fragmentos florestais	35
4.2 Análise dos fragmentos florestais por meio das métricas da paisagem	39
5 CONCLUSÕES	48
6 REFERÊNCIAS	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índices de ecologia da paisagem gerados ao nível de classes através do <i>Patch Analyst</i> para os fragmentos florestais	34
Tabela 2 – Índices de ecologia da paisagem calculados para a área de estudo ..	39
Tabela 3 – Valores dos índices de ecologia da paisagem relativos às métricas de área central gerados pelo <i>Patch Analyst</i> utilizando 100 metros de faixa sob efeito de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais	44
Tabela 4 – Valores relativos às métricas de área central gerados pelo <i>Patch Analyst</i> utilizando 100 metros de faixa sob efeito de borda para todos os fragmentos florestais, maiores que 10 ha	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do Parque Nacional do Caparaó e da área do entorno do Parque, abrangendo o estado do Espírito Santo	26
Figura 2 – Mapa dos fragmentos florestais identificados no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó.....	35
Figura 3 – Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó.....	36
Figura 4 – Relação entre o número de fragmentos florestais e as suas respectivas áreas das classes de tamanho	37

1 INTRODUÇÃO

A redução da cobertura vegetal nativa e a conseqüente fragmentação dos ecossistemas florestais é um fenômeno global. De acordo com Viana (1990), as principais conseqüências da fragmentação florestal são, além da diminuição da biodiversidade biológica, o distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, a degradação dos recursos naturais e a deterioração da qualidade de vida das populações tradicionais; além disso, compromete uma série de funções ecológicas dos ecossistemas florestais, como, a manutenção e seqüestro de carbono, conservação dos recursos hídricos.

Os fragmentos florestais devem ser vistos como resultados de um processo histórico de perturbação da vegetação, nos quais vários fatores interagem ao longo do tempo. Os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais são: tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações (VIANA, TABANEZ e MARTINS, 1992). Esses fatores apresentam relações com fenômenos biológicos que afetam a natalidade e a mortalidade de plantas como, por exemplo, o efeito de borda, a deriva genética e as interações entre plantas e animais.

A definição de fragmentos prioritários para a conservação deve combinar a análise destes parâmetros que afetam a sustentabilidade dos fragmentos. E para tornar possíveis as ações que promovam a recuperação e até mesmo a interligação dos fragmentos florestais, através dos corredores ecológicos, é necessário reconstituir a história da vegetação local e realizar o diagnóstico de sua atual situação (VIANA, 1990; VIANA, TABANEZ e MARTINS, 1992).

Para tanto, são realizados levantamentos por meio de fotografias aéreas e imagens de satélites sobre as práticas de uso que os remanescentes florestais foram e ainda são expostos, envolvendo caracterizações de tamanho, perímetro, forma, contraste, contágio, isolamento e percolação dos fragmentos (FORMAN e GODRON, 1981). Deste modo, o estudo da ecologia da paisagem dos fragmentos florestais é fundamental para avaliar as características ecológicas da área em que as espécies arbóreas estão inseridas e como tais características podem influenciar na escolha de fragmentos potenciais para produção de sementes e mudas para implantação de práticas conservacionistas. A seleção de área e matrizes produtoras

de sementes certificadas depende de seleção fenotípica e a condição ecológica onde foi feita a seleção (PIÑA-RODRIGUES et al., 2007).

Os Sistemas de Informações Geográficas – SIG's – descrevem os padrões espaciais da paisagem, porque têm técnicas com a capacidade de caracterizar, no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura do solo, que são a base para posterior quantificação da estrutura e definição dos padrões da paisagem.

1.1 O problema e sua importância

A Mata Atlântica é classificada como um conjunto de fisionomias e formações florestais, que se distribui em faixas litorâneas, florestas de baixada, matas interioranas e campos de altitude. São nessas regiões que vivem também 62% da população brasileira, cerca de 110 milhões de pessoas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2010). Um contingente populacional enorme depende da conservação dos remanescentes de Mata Atlântica para a garantia do abastecimento de água, a regulação do clima, a fertilidade do solo, entre outros serviços ambientais.

A fragmentação florestal tem gerado conseqüências negativas aos diferentes compartimentos da natureza, resultando na transformação da paisagem, o que torna cada vez mais difícil a conservação da rica biodiversidade da Mata Atlântica. Essa intensa fragmentação torna o ecossistema frágil, despertando preocupações, evidenciando a necessidade de estudos para subsidiar ações para manter a sustentabilidade dos fragmentos (PEREIRA, 1999).

Segundo Pereira et al. (2001) o principal interesse em estudos da ecologia da paisagem, principalmente no que diz respeito aos estudos de fragmentação florestal, está na quantidade e na distribuição de um tipo de mancha ou classe. Na identificação e na avaliação das conseqüências da fragmentação florestal na paisagem, alguns parâmetros como área, forma, grau de isolamento, conectividade, e histórico da perturbação, são avaliados, pois afetam a dinâmica dos fragmentos florestais (VIANA, 1990).

A degradação dos fragmentos florestais é resultado da complexa interação entre fatores inerentes ao processo de fragmentação, como redução da área, maior exposição ao efeito de borda, isolamento, e a constante pressão antrópica (VIANA e PINHEIRO, 1998). A análise destes fatores sobre a dinâmica florestal e a estrutura

genética das espécies é importante para a identificação, planejamento e gerenciamento de estratégias de conservação.

O processo de degradação demonstra a necessidade de manejar estes fragmentos e as paisagens em que estão inseridos, e sensibilizar a população local sobre a importância da cobertura florestal. A eficácia desta sensibilização depende da identificação das alternativas sustentáveis para minimizar o processo de degradação e recuperar a estrutura dos fragmentos florestais conservando assim a sua biodiversidade. Segundo Viana e Pinheiro (1998), uma alternativa para recuperar a sustentabilidade dos fragmentos é recuperá-los e interligá-los com corredores ecológicos e sistemas agroflorestais.

Podem ser identificadas diversas estratégias para o aumento da conectividade entre os fragmentos, destacando-se o estabelecimento de corredores em matas ciliares e encostas, recuperação de áreas degradadas para favorecer o aumento da porosidade da matriz (VIANA e PINHEIRO, 1998). De maneira geral, recomenda-se o estímulo ao estabelecimento de corredores em matas ciliares e encostas, uma vez que isso já é previsto por lei: a recomposição de Áreas de Preservação Permanente (APP's) e Reserva Legal (RL). Deste modo, existe a demanda por mudas florestais que leva também a um aumento na procura por sementes florestais. Logo, é necessário realizar um levantamento e identificação das fontes de semente com qualidade e variabilidade genética, encontradas nos fragmentos florestais melhores conservados e de grande valor biológico, para restaurar os remanescentes florestais mais degradados e perturbados.

Portanto, é muito importante aproveitar esse interesse da sociedade brasileira pelas suas florestas, prover a ela meios para que os plantios de recuperação de áreas degradadas, de corredores ecológicos, de enriquecimento de fragmentos, de florestas de produção, florestas de proteção e para atender a qualquer outro interesse, sejam feitos com mudas de qualidade, o que só será possível caso as sementes tenham qualidade correspondente.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral do presente trabalho foi caracterizar a fragmentação da Mata Atlântica na região de entorno do Parque Nacional do Caparaó localizada na área do Espírito Santo para fins de produção de sementes florestais.

1.2.2 Objetivos específicos

- Elaborar o mapa dos fragmentos florestais no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó;
- Identificar o padrão dos fragmentos florestais existentes na área;
- Selecionar diferentes grupos de fragmentos florestais em função do tamanho a fim de avaliar a influência das métricas da paisagem.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um dos maiores refúgios de biodiversidade da Terra e apresenta grande diversidade vegetal, possibilitando disponibilizar enorme quantidade de recursos naturais. Ela regula o fluxo dos mananciais hídricos, mantém a reciclagem de nutrientes, controla o clima e protege o solo e encostas, além de ocorrerem em suas áreas nascentes de diversos rios que abastecem várias cidades brasileiras. Porém, a demanda por madeira e a expansão das fronteiras agrícolas, dentre outros fatores, contribuíram para a drástica redução na área com cobertura florestal (KAGEYANA e GANDARA, 2006), tornando-se um dos biomas mais devastados.

A devastação da Mata Atlântica é um reflexo da sua ocupação e da exploração desordenada dos recursos naturais. Os impactos de diferentes ciclos de exploração, a concentração das maiores cidades e núcleos industriais e também a grande pressão antrópica devido à alta densidade demográfica, fizeram com que a área de vegetação natural fosse reduzida drasticamente (IPEA, 2004). Pode-se perceber que a maior ameaça ao precário equilíbrio da biodiversidade é justamente a ação humana e a pressão da sua ocupação.

Embora a Mata Atlântica possua atributos excepcionais, como elevados índices de diversidade biológica e níveis de endemismo, ela representa um local de extrema vulnerabilidade (THOMAZ, 2008). É considerada o quinto dos 34 *hotspots* mundiais, classificação dada aos ecossistemas mais ricos e ameaçados do planeta, aqueles com áreas de alto índice de diversidade e de endemismo e ao mesmo tempo, sujeitos a grande perturbação antrópica e cuja preservação deve ser prioritária (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005; SILVA et al., 2001).

A Mata Atlântica é formada por um conjunto de florestas tão diversas como as florestas ombrófila densa e ombrófila mista, a floresta estacional semidecidual, os campos de altitude e ecossistemas associados como manguezais, restingas e brejos interioranos, além de várias ilhas oceânicas (ALIANÇA PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2011). Este mesmo autor constata que tantas variações são reflexo direto da grande extensão ao longo da costa, de mudanças de altitudes,

diferenças de solo, relevo e exposição a ventos oceânicos, que contribuem para a formação de diferentes paisagens, com processos ecológicos interligados. Assim, como possui grande diversidade de paisagens, a região apresenta diferenças significativas no contexto socioeconômico, exigindo diferentes estratégias de conservação em cada parte do Bioma.

Segundo Viana e Pinheiro (1998), a maior parte dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, encontra-se na forma de pequenos fragmentos, altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos, especialmente em paisagens intensamente cultivadas. Seus remanescentes, de acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica (2010), ocupam 7% da cobertura florestal original (que era de 136 milhões de hectares em 17 estados brasileiros).

Apesar de ainda existirem os remanescentes da Mata Atlântica, o ritmo de destruição tem se acelerado, e este bioma vem sendo destruído, antes que se tenha desenvolvido o pleno entendimento dessa diversidade de ecossistemas e de riqueza de espécies, associada a uma grande complexidade de interação entre os organismos (KAGEYANA e GANDARA, 2006). Segundo Silva e Casteleti (2005), o grau de fragmentação florestal se deu de forma heterogênea no Bioma, dependendo dos fatores históricos de uso e ocupação do território. De acordo com os autores acima, pode-se constatar que a paisagem em todas as regiões deste Bioma está reduzida a “ilhas” de pequenos fragmentos florestais, em sua maioria menores que 50 hectares.

Considerando-se apenas a vegetação primária, os remanescentes da Mata Atlântica se encontram, em sua maioria, em unidades de conservação e áreas inacessíveis. No Espírito Santo, os remanescentes extremamente fragmentados, cobrem pouco mais que 11% do território do Estado, sendo que as Unidades de Conservação (UC), que representam cerca de 3% do território estadual, protegem menos de um terço desse total (SEAMA, 2010).

Os fragmentos apresentam uma profunda relação com a sociedade envolvente. Um dos fatores que melhor explica a estrutura e a dinâmica de fragmentos florestais é o histórico de perturbações, o qual é complexo e longo, incluindo as atividades de exploração vegetal e animal e o processo de redução da área dos remanescentes florestais (VIANA e PINHEIRO, 1998).

No Estado do Espírito Santo a fragmentação ocorreu de forma desigual nas diferentes regiões. Inicialmente teve-se a derrubada de florestas para formação de

roças e retirada de lenha, intensificada com a retirada de madeira de lei, seguidas da produção de cana-de-açúcar no Sul e farinha de mandioca no Norte (SEAG, 1988). Na segunda metade do século XIX, teve início à expansão cafeeira que logo passou a ser a principal atividade econômica do Estado. No ano de 1958 houve o seu declínio, causando o abandono de terras e a transformação das áreas em pastagens, caracterizando o ciclo mata-café-pastagens.

A cobertura florestal no Espírito Santo é formada por remanescentes da Mata Atlântica, totalizando cerca de 603 mil hectares ou pouco mais de uma décima parte do território estadual, bem como pelos plantios de eucalipto, pinus e seringueira que, juntos, somam quase 250 mil hectares (INCAPER, 2010). Apesar de originalmente a Mata Atlântica haver coberto todo o território do Espírito Santo, o longo processo histórico da degradação fez restar, apenas 11% de cobertura original de Mata Atlântica. Buscando rever esse quadro, vem sendo estabelecidos corredores ecológicos no território capixaba (INCAPER, 2010). A estratégia tem sido amplamente utilizada nos mais diferentes biomas como forma de ampliar as áreas destinadas à conservação e garantir a manutenção da biodiversidade.

2.2 Fragmentação florestal

A fragmentação ocorre quando uma grande extensão do *habitat* é transformada em alguns “pedaços” ou partes de menor área, isolados entre si por uma matriz de *habitat* diferente da original (RAMOS, 2004). Quando a paisagem que circunda os fragmentos é inóspita para as espécies do *habitat* original, e quando a dispersão dessas espécies é pequena, os fragmentos remanescentes podem ser considerados verdadeiras “ilhas de *habitat*” onde a comunidade local estará isolada (PRESTON, 1962 apud RAMOS, 2004).

A fragmentação introduz a uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Essas mudanças afetam de forma diferenciada os parâmetros de mortalidade e natalidade de diferentes espécies, consequentemente na estrutura e dinâmica de ecossistemas. No caso de espécies arbóreas, a alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos alteram as taxas de recrutamento de plântulas (VIANA e PINHEIRO, 1998).

A fragmentação excessiva da floresta pode causar mudanças sobre a hidrologia regional, sobre a biodiversidade, aumentar o risco de incêndios e mudanças microclimáticas que atingem de forma mais intensa as bordas dos fragmentos, alterando as taxas de mortalidade das árvores em uma faixa de até 100 metros da borda dos fragmentos (FERREIRA e LAURENCE, 1997).

Os estudos de fragmentação começaram após os trabalhos pioneiros de MacArthur e Wilson sobre biogeografia de ilhas, cuja teoria foi publicada no livro: A Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR e WILSON, 1967). Tal teoria sugere que o número de espécies em uma ilha seria um balanço entre os processos de imigração e extinção, os quais seriam dependentes do tamanho e do isolamento das ilhas, bem como das características das próprias espécies, com suas habilidades de dispersão e a densidade de suas populações.

A riqueza e a abundância de certas espécies florestais dependem das características estruturais dos fragmentos para existirem (METZGER, 2000). A fragmentação torna-se ainda mais impactante se considerada a diversidade, não somente como o conjunto de espécies, mas também como o patrimônio genético de cada espécie. Os estudos sobre fragmentação passaram a ser direcionados para a definição do tamanho mínimo do fragmento ou reserva para se conservar, a longo prazo, o maior número de espécies possível, levando em consideração os conceitos de genética de populações (SIMBERLOFF e ABELE 1982 apud RAMOS, 2004).

O tamanho efetivo de população é definido de acordo com Piña-Rodrigues, Freire e Duque Silva (2007), como o tamanho genético de uma população reprodutiva e não ao número de indivíduos que a compõe, ou seja, o número de indivíduos acasalando ao acaso e que estão contribuindo com seus genes para as próximas gerações. Segundo estes mesmos autores, o tamanho efetivo da população deve ser considerado na seleção de populações naturais, principalmente quando o processo de fragmentação é intenso como na Mata Atlântica, e esta seleção depende do tamanho mínimo de área.

A redução do tamanho populacional é causada principalmente pela endogamia e pela deriva genética. Kageyama e Gandara (1998), em estudos realizados na Floresta Atlântica, avaliaram a fragmentação florestal revelando que ela provoca a diminuição do número de indivíduos de uma população, favorecendo a perda de variação genética, ou seja, a população remanescente passa a ter um tamanho menor que o mínimo adequado.

Nessa pequena população, pode haver um aumento da endogamia, decorrente da maior probabilidade de autofecundação e acasalamento entre indivíduos aparentados. De acordo com Piña-Rodrigues, Freire e Duque Silva (2007), a taxa de aumento da endogamia média da população é inversamente proporcional ao tamanho efetivo da mesma. A deriva gênica, que significa ter as frequências de seus genes afastadas daquelas da população original, inclusive chegando a perder alelos, pode ocorrer em curto prazo. Ambos eventos reduzem a variabilidade genética populacional acarretando perda da diversidade genética a ponto de aumentar as possibilidades de extinção das espécies.

Além da perda de espécies provocada pela fragmentação da mata, pode ocorrer, inicialmente, uma migração de espécies para os fragmentos, que podem funcionar como refúgios. Extinção, dispersão e colonização são freqüentes até que ocorra o estabelecimento de um novo equilíbrio (LOVEJOY, 1980). Espécies raras e com pequena área de distribuição, assim como aquelas que necessitam de *habitats* muito amplos ou especializados, parecem mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação (TURNER, 1996). Deste modo, a resposta das espécies existentes nos fragmentos dependerá da sua capacidade de sobrevivência dentro destes (LAURENCE e YENSEN, 1991).

A conservação da biodiversidade regional em paisagens intensamente cultivadas tem como principal limitante o processo de degradação de fragmentos florestais. A recuperação qualitativa de paisagens visando a conservação da biodiversidade tem como elemento chave a utilização dos fragmentos florestais como “ilhas de biodiversidade”, e a interligação destes através de corredores e vizinhanças de alta porosidade (VIANA e PINHEIRO, 1998).

A escolha de áreas piloto com fragmentos de diversos tamanhos, formas e arranjos espaciais, situadas próximas às extensas áreas florestadas e protegidas legalmente, como nas Unidades de Conservação, torna-se a condição ideal para análises comparativas que possibilitem o levantamento de características ecológicas adequadas a autossustentabilidade dos fragmentos (LOVEJOY et al. 1986; KAPOs, 1989; LAURANCE e YENSEN, 1991; VIANA, TABANEZ e MARTINS, 1992).

No que se refere à manutenção e ampliação da biodiversidade no contexto da fragmentação, questões relacionadas à ecologia da paisagem são de grande importância, na identificação e na avaliação das consequências da fragmentação florestal. Por exemplo:

a) o tamanho ou área mínima para que os fragmentos tenham autossustentabilidade (KAPOS, 1989; LAURANCE e YENSEN, 1991; TABANEZ, VIANA e DIAS, 1997);

b) a forma mais adequada para a conservação de uma área (LAURANCE e YENSEN, 1991);

c) a proximidade mínima, ou o afastamento máximo entre os fragmentos para a manutenção da conectividade (VIANA, TABANEZ e MARTINS, 1992);

d) a interconexão entre os fragmentos florestais através de corredores ecológicos (ZAÚ, 1998); e

e) os efeitos de borda, em termos de distância e intensidade de transformação, devido as alterações de ordem física e biológica nos contatos fragmento/paisagem transformada (KAPOS, 1989; LAURANCE e YENSEN, 1991).

A fragmentação comumente resulta em pequenos remanescentes florestais inseridos em um matriz de agricultura, vegetação secundária, solo degradado ou área urbanizada. (KRAMER, 1997). De acordo com Metzger (2000), o processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico, com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e a matriz.

Uma das abordagens relacionadas com a fragmentação florestal está fundamentalmente associada ao estudo da ecologia da paisagem. A ecologia da paisagem tem como objetivo analisar a interação dos componentes espacial e temporal da paisagem, associados à fauna e à flora (BUNCE e JONGMAN, 1993 apud OLIVEIRA, 2006), considerando a distribuição dos fragmentos ao longo da paisagem, seu tamanho, sua forma, seu histórico de perturbação, seu grau de isolamento e tipo de vizinhança.

Considerando os problemas acerca da fragmentação florestal, torna-se indispensável obter respostas sobre as conseqüências da fragmentação florestal e como esse processo afeta os componentes da natureza. O estudo desses elementos da paisagem, bem como as suas interações, é de grande importância para a compreensão dinâmica da paisagem, auxiliando na definição de técnicas de manejo visando à recuperação e ou a conservação dos remanescentes florestais.

2.3 Ecologia da paisagem

A Ecologia da Paisagem baseia-se na premissa de que os padrões dos elementos da paisagem influenciam, significativamente, os processos ecológicos. A quantificação da estrutura da paisagem trabalha com as feições espaciais, observáveis e mensuráveis, sendo importante para caracterizar as suas condições, seu desenvolvimento e sua mudança temporal (TURNER e GARDNER, 1990). Por este motivo, muita ênfase tem sido dada ao desenvolvimento de métodos que quantificam a estrutura da paisagem.

O conceito de estrutura da paisagem foi fortemente determinado por ferramentas apoiadas em computador e por métodos do processamento de informações geográficas, bem como do processamento digital de imagens (LANG e BLASCHKE, 2009). Os mesmos autores citam ainda que para a avaliação da estrutura da paisagem, desenvolveu-se um conjunto de métodos designados medidas da estrutura da paisagem (métricas), que deve ser considerado como o coração metodológico do conceito de estrutura da paisagem.

A ecologia da paisagem lida com a relação entre padrões espaciais e processos ecológicos, portanto é necessário quantificar com precisão os padrões espaciais. O conhecimento dos elementos de uma paisagem é essencial para a identificação desses padrões. Uma das formas de quantificação da estrutura da paisagem ou o padrão espacial é a utilização das “métricas da paisagem” ou “índices da paisagem” (METZGER, 2006). Para descrever os padrões espaciais da paisagem com o auxílio dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG's), diversas métricas tem sido desenvolvidas.

Tais métricas são agrupadas em duas categorias: os índices de composição e os de disposição. Os índices de composição apresentam uma idéia de quais unidades estão presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas. Já os índices de disposição quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação, grau de isolamento, conectividade de manchas de unidades semelhantes, área, formato e complexidade de formas de manchas que compõem o mosaico da paisagem. Estes índices de disposição podem ser utilizados para caracterizar uma mancha ou fragmento da paisagem (em termos de tamanho, formato, ou isolamento); e a paisagem como um todo (em termos de diversidade, riqueza e conectividade) (METZGER, 2006). Segundo este mesmo

autor, esses índices são calculados a partir de mapas categóricos, aqueles formados por classes ou unidades descontínuas: tipo de vegetação, classes de uso e ocupação dos solos. Tais mapas são obtidos pela fotointerpretação de imagens aéreas e de satélites.

A variedade de índices existentes em ecologia da paisagem levou autores como McGarigal e Marks (1995) a agruparem esses índices nas seguintes categorias: índices de área; índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de proximidade; e índices de área central.

2.3.1 Índices de Área

Os índices ou métricas de área quantificam o tamanho dos fragmentos e, no geral, são as bases do conhecimento da paisagem, pois muitas outras métricas dependem dos resultados de alguns desses índices, além de ser uma informação de grande valor.

De acordo com Viana (1990), a área de um fragmento apresenta forte correlação com a diversidade biológica e a dinâmica da floresta. Em fragmentos pequenos não se pode esperar riqueza de espécies animais e vegetais (MACARTHUR e WILSON, 1967). Considerando a influência dos fatores externos, nos fragmentos menores, a dinâmica do ecossistema é predominantemente afetada, ao passo que, quanto maior um remanescente, maior a sua área interior, sendo esta menos afetada pelas mudanças ambientais relacionadas às bordas (VIANA, 1990).

Os efeitos de área e os efeitos de borda são os mais importantes fatores que levam às mudanças em comunidades fragmentadas. Os efeitos de área referem-se às mudanças ecológicas que ocorrem em função do isolamento do fragmento e são proporcionais à área do fragmento. Por exemplo, as espécies que ocorrem naturalmente em baixa densidade podem sofrer considerável redução do tamanho populacional em fragmentos pequenos, além disso, tornam-se mais vulneráveis à extinção local devido a eventos catastróficos e genéticos (SHAFER, 1981 apud NASCIMENTO e LAURANCE, 2006). Os efeitos de borda, por outro lado, são causados por gradientes diferenciados de mudanças físicas e bióticas próximos às bordas florestais, e estes, segundo Kapos (1989), podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para determinadas espécies.

Estudos feitos por Viana e Pinheiro (1998) indicaram que a correlação entre a área dos fragmentos e o número de espécies não é trivial, pois os fragmentos de áreas e intensidade amostral semelhantes, situados em solos, clima e topografia semelhantes, apresentaram riqueza de espécies arbóreas extremamente diferentes, indicando que o histórico de perturbações é um fator crítico na determinação da riqueza de espécies nessas áreas.

Os índices de área quantificam a composição das paisagens. Como índices de área têm-se: área de cada fragmento; índice de similaridade da paisagem; área da classe; porcentagem da paisagem e índice do maior fragmento (TURNER e GARDNER, 1990).

2.3.2 Índices de Densidade e Tamanho

Os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da configuração da paisagem. De acordo com Volatão (1998), estes índices são importantes por caracterizarem os fragmentos (número de fragmentos, tamanho médio, densidade, variação) e por permitirem que se ordene por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem.

De acordo com Viana, Tabanez e Martins (1992) a distribuição das classes de tamanho dos fragmentos na paisagem é um elemento importante para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade, já que o tamanho do fragmento é um fator importante para a dinâmica populacional (KAPOS, 1989).

Como exemplos desses índices têm-se: o número de fragmentos; o tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; o desvio padrão e o coeficiente de variação do tamanho (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

2.3.3 Índices de Borda

As primeiras abordagens para quantificar a importância das bordas nos fragmentos florestais avaliavam a razão perímetro/área (FORMAM e GODRON, 1986). Ultimamente, a razão perímetro/área tem dado lugar ao modelo centro/área de Laurance e Yensen (1991), que se baseia na quantificação da distância da penetração da borda, com o objetivo de calcular a área central, não afetada pela borda, de um fragmento de tamanho ou formato qualquer.

Missio et al. (2004) afirmam que o efeito de borda é um fator importante para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos de mata, e que quanto maior a distância entre as extremidades (bordas) e o centro do fragmento (interior ou área núcleo), maior será a proteção das espécies do interior dessas áreas em relação às ameaças externas.

Segundo Murcia (1995), a formação de bordas florestais causa mudanças abióticas e bióticas diretas, e a primeira modificação ocasionada pela criação de uma borda é a mudança nas condições abióticas, ou seja, alterações no microclima nas áreas próximas a ela, portanto, são proporcionais à distância da borda mais próxima. Quanto menor o tamanho de um fragmento florestal maior é a razão borda/área e, portanto, fragmentos menores estão mais sujeitos a maiores intensidades dos efeitos de borda, o que ocorre inversamente com os fragmentos maiores (ZUIDEMA et al., 1996 apud NASCIMENTO e LAURANCE, 2006).

A área correspondente à borda do fragmento recebe influência de fatores como vento, luminosidade, entrada de nutrientes trazidos pelos ventos, agrotóxicos, fogo e seus efeitos sobre a umidade e o estabelecimento das espécies, determina a composição de espécies diferenciadas em relação ao interior e à borda do fragmento (PIRES, 1995). Ou seja, as mudanças microclimáticas na borda dos fragmentos podem estimular alterações bióticas diretas, como por exemplo, mudanças na estrutura florestal da borda, uma vez que o crescimento, a mortalidade, a abundância e a distribuição das plantas, podem ser afetadas pelas mudanças abióticas (MURCIA, 1995).

A “criação” de bordas florestais expostas a locais abertos leva à modificações nas condições microclimáticas (KAPOS, 1989) e essas modificações podem estimular alterações bióticas diretas. Tais modificações levam a um aumento da turbulência de ventos, resultando em um aumento nas taxas de mortalidade e danos em árvores, e conseqüente abertura de clareiras próximas às bordas (FERREIRA e LAURANCE, 1997).

Nascimento e Laurance (2006), estudando os efeitos de área e borda sobre a estrutura florestal em fragmentos da região Amazônica, perceberam que as clareiras abertas próximas às bordas provocam mudanças na abundância relativa e composição de espécies de plantas. Tais mudanças também foram observadas por Ferreira e Laurance (1997), resultando em altas taxas de mortalidade e danos às árvores, favorecendo o estabelecimento e crescimento de espécies pioneiras

adaptadas às condições de alta luminosidade, aumento da densidade de cipós adaptados a locais degradados e diminuição na densidade de plântulas de espécies tardias. Isto sugere então que em florestas recém-fragmentadas os efeitos de bordas representam os principais mecanismos que levam às mudanças da estrutura florestal, uma vez que os efeitos de borda são magnificados em áreas de alta intensidade de fragmentação florestal.

Em fragmentos localizados na Mata Atlântica brasileira, regiões onde o processo de fragmentação florestal iniciou-se há vários anos, os fragmentos florestais nestes locais foram caracterizados como tendo alta percentagem de clareiras e alta densidade de cipós, bambus, espécies pioneiras e presença de espécies exóticas (TABANEZ, VIANA e DIAS, 1997), condições favorecidas devido às novas condições criadas pelo uso da terra.

São considerados índices de borda: o perímetro; o índice de contraste de borda; o total de borda de uma classe, a densidade de borda e outros. Esses índices têm 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 e MARKS, 1995).

2.3.4 Índices de Forma

O fator de forma é um parâmetro útil para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, já que dá indicação sobre o efeito de borda. A importância dessa análise para os estudos da dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais consiste na possibilidade de indicar o nível de proteção de seu interior em relação aos efeitos de borda.

Segundo Viana e Pinheiro (1998) o fator de forma é a relação entre área de um fragmento florestal e o seu perímetro (onde F = fator de forma; Af = área do fragmento florestal; e P = perímetro).

$$F = \sqrt{\frac{A_f}{P}}$$

Almeida (2008) argumenta que os fragmentos mais próximos ao formato circular têm a razão borda/área minimizada e, portanto, o centro da área está equidistante das bordas. Assim sendo, a área central encontra-se “protegida” dos

fatores externos. Áreas mais recortadas têm maior proporção de bordas que as menos recortadas, então, fragmentos com área maiores e menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor proporção de borda /área.

A forma dos fragmentos florestais, em relação à sua diversidade biológica e sustentabilidade, é tão importante quanto o seu tamanho. De maneira geral, quanto mais alongado é o fragmento, maior é o seu grau de perturbação. Sendo assim, a composição das comunidades de plantas e animais deve apresentar menor diversidade (dominância de espécies pioneiras) que aquelas situadas em fragmentos circulares. Espécies pouco tolerantes ao efeito de borda devem ser, portanto, conservadas em fragmentos maiores e arredondados (VIANA, 1990). Os fragmentos longos e estreitos possuem maior bordadura e estão mais expostos a seus efeitos. Alguns tipos de sistemas fisionômicos, como as florestas ciliares, são naturalmente estreitos, formando corredores. Entretanto, vale ressaltar que, quanto mais longos, mais úteis serão como apoio à movimentação da biota (SAUNDERS, 1991 apud OLIVEIRA, 2006).

O fator de forma fornece uma idéia do efeito de borda. Um fator de forma baixo significa um alto efeito de borda, situação esta que deve se evitada. O fator de forma pode servir como um parâmetro para a escolha de áreas prioritárias para conservação e aumento da biodiversidade. Deste modo, pode-se considerar, como prioritários para a conservação, todos os fragmentos que tenham um fator de forma acima de um determinado valor. Porém, deve-se atentar para o fato de que o fator de forma não deve ser o único critério a ser utilizado na escolha dos fragmentos a serem protegidos e manejados. É importante considerar a ocorrência de espécie endêmicas ou ameaçadas de extinção e a possibilidade da utilização de pequenos fragmentos como “*stepping stones*” (MacARTHUR e WILSON, 1967).

2.3.5 Índices de Proximidade

Os índices de proximidade se referem às métricas que se baseiam na distância do vizinho mais próximo nos três níveis: fragmento ou mancha, classe e paisagem. A distância média ao vizinho mais próximo indica as distâncias médias entre fragmentos de uma classe (LANG e BLASCHKE, 2009). Assim, a distância do vizinho mais próximo é definida como a distância de um fragmento para o fragmento que está em suas proximidades, baseado na distância borda-a-borda. A proximidade entre os fragmentos é importante para os processos ecológicos, e tem implícito em

seus valores o grau de isolamento dos fragmentos e, sobre o grau de fragmentação da paisagem, de tal forma que o grau de isolamento de um fragmento pode ser definido pela média das distâncias até os seus vizinhos mais próximos (FORMAN e GODRON, 1986; MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Segundo Viana e Pinheiro (1998), o grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais. O grau de isolamento varia de forma significativa na paisagem e a conectividade entre os fragmentos florestais tende a diminuir em paisagens mais intensamente cultivadas.

O isolamento dos fragmentos florestais causa modificações profundas na dinâmica das populações de animais e vegetais (VIANA, TABANEZ e MARTINS, 1992). Este não depende apenas da distância, mas também do tipo de vizinhança, e da “porosidade” desta vizinhança; quanto mais porosa for uma vizinhança, menor será o isolamento das populações de fragmentos terrestres.

Segundo MacGarigal e Marks (1995) a métrica de distância do 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. Para o índice de proximidade dos fragmentos, quanto maior o valor do índice, maior será a distância entre fragmentos.

2.3.6 Índices de Área Central

Um grupo importante de métricas para os estudos de fragmentação florestal é baseado no conceito de área central, pois, de acordo com Laurence (1991), o modelo de área central estima a área total do habitat preservada dentro dos fragmentos, ou seja, exclui a borda. A área central é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida. É delimitada por meio do cálculo de uma área de amortecimento (buffer) negativa, ou seja, direcionado para dentro, e o tamanho dessa área corresponde à largura do efeito de borda admitido (LANG e BLASCHKE, 2009). Assim, o resultado da análise de áreas núcleos é influenciado pela escolha da distância das bordas.

Segundo os autores supracitados, a manutenção de áreas-núcleos depende do tamanho e forma das manchas. Grandes manchas podem conter área núcleo relativamente grande, enquanto formas alongadas e muito irregulares possuem uma área núcleo proporcionalmente inferior ao de formas compactas com igual tamanho

de área. A área central é afetada pela forma, enquanto a área do fragmento não (considerando-se a área como invariável). Para entender o problema das áreas centrais, pode-se pensar que certos fragmentos têm bastante área, o suficiente para manter uma dada espécie, mas não têm área central capaz de permitir uma manutenção daquela espécie (VOLOTÃO, 1998).

Os índices de área central refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem mais bem interpretados (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Os autores citam os seguintes índices de área central: área central dos fragmentos; número de áreas centrais; porcentagem de área central da paisagem, e outros.

2.4 Coleta de Sementes em Fragmentos Florestais

A recuperação de áreas degradadas – RADs – com utilização de espécies nativas tem sido uma alternativa para minimização dos impactos ambientais decorrentes da perda da cobertura vegetal da Mata Atlântica e de outros biomas. Tal recuperação deve considerar a importância de representar a diversidade genética para o uso de sementes em projetos de RADs, pois está relacionada à adaptação e tolerância das espécies às condições ambientais. O uso de sementes com alta diversidade genética é primordial quando o objetivo é produzir mudas para recuperar áreas degradadas, enriquecimentos de fragmentos e implantação de corredores ecológicos.

Segundo um levantamento realizado por Piña-Rodrigues et al. (2007), a Rede de Sementes RIOESBA e o Instituto de Botânica de São Paulo, no ano de 2004 e 2005, demonstraram ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a preocupação com o cumprimento das metas estabelecidas pelo Governo, em relação ao reflorestamento de 50.000 hectares (ha) de áreas degradadas. Esta recuperação dificilmente poderia ser executada sem a utilização das UCs para a colheita de sementes, face à determinação do aumento da diversidade de espécies em plantios de recuperação ambiental. E isso só é possível quando há a disponibilidade de sementes para produção de mudas. Entretanto, segundo Neto e Silva (2007), a disponibilidade de sementes não deve ser considerada somente em

termos quantitativos, diante da grande extensão de áreas degradadas existentes no Brasil, mas também em termos qualitativos.

A qualidade das sementes florestais não está relacionada apenas à diversidade de espécies, mas também à diversidade genética. Para isso, as áreas produtoras de sementes florestais, assim como as árvores matrizes, devem ser selecionadas criteriosamente, de modo que um adequado número de populações seja alvo de coleta (PIÑA-RODRIGUES, FREIRE e DUQUE SILVA, 2007). A escolha de matrizes para a colheita de sementes e de populações deve considerar as características do ambiente onde estão inseridas. Assim, a colheita de sementes é orientada de acordo com o tamanho do fragmento, distância mínima em fragmentos pequenos, existência de corredores e fluxo gênico.

Segundo as observações efetuadas por Piña-Rodrigues, Freire e Duque Silva (2007), a caracterização, avaliação e credenciamento das áreas produtoras de sementes dependem de parâmetros silviculturais, tais como: tipicidade das espécies, aspecto fitossanitário, forma do fuste, bifurcação e floração, parâmetros dendrométricos (altura, largura e diâmetro da copa, Dap – diâmetro a altura do peito), densidade de planta por área e grau de isolamento. Tais parâmetros foram definidos pela Rede Mata Atlântica de Sementes Florestais dos Estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (RIOESBA).

Os critérios e parâmetros para a escolha de locais de colheita de sementes florestais devem considerar as populações grandes e menos perturbadas (PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2002). Segundo estes mesmos autores, o tamanho ideal da população deve ser de 100 indivíduos, sendo que cerca de 70% das espécies arbóreas tem menos de 50 indivíduos em fragmentos de 10 hectares. Portanto, eles concluíram que para a colheita de sementes de espécies pioneiras, os locais devem possuir no mínimo 10 hectares de área, a população deve misturar lotes de microrregiões dos fragmentos e considerar as adjacências das áreas degradadas. Já para as espécies não-pioneiras, as áreas de colheita devem estar agrupadas como uma matriz, as populações devem ser maiores e menos perturbadas.

Ao recuperar os fragmentos florestais, aumenta-se o potencial destes como ilhas de biodiversidade, e ao interligar os fragmentos através de corredores ecológicos, aumenta-se o fluxo de animais e sementes, contribuindo para a variabilidade genética entre diferentes populações. Sendo assim, os Corredores Ecológicos são considerados atualmente uma das principais estratégias de

conservação da biodiversidade em todo o mundo, pois além de reduzirem a fragmentação dos remanescentes florestais, permitem a colonização das áreas degradadas pelas espécies de plantas e animais presentes nos fragmentos florestais (IEMA, 2006).

O aumento da conectividade através de corredores ecológicos entre unidades de conservação e, até mesmo entre os fragmentos mais bem conservados, pode, em parte, permitir a manutenção destes a longo prazo e mesmo promover a recuperação funcional de determinadas unidades ecológicas atualmente ilhadas (ZAÚ, 1998).

A adoção dos sistemas agroflorestais de alta diversidade e diversificação no uso da terra aumentam a porosidade das paisagens, obtendo-se resultados semelhantes e complementares aos corredores ecológicos. O aumento da porosidade da matriz deve aumentar a diversidade de unidades de manejo e a diversidade dentro destas. Neste caso, a disseminação de sistemas agroflorestais representa um efeito favorável para diminuir o isolamento de fragmentos florestais (VIANA e PINHEIRO, 1998).

As iniciativas de recuperação florestal através da implantação dos corredores ecológicos, recuperação de áreas degradadas e a adoção de sistemas agroflorestais, esbarram em um grande obstáculo que é a falta de sementes de boa qualidade genética (HIGA e DUQUE SILVA, 2006). A maioria das colheitas de sementes é realizada em parques e logradouros públicos, de árvores isoladas, sem nenhum critério técnico quanto ao tamanho efetivo das populações. (PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2002). No entanto, as maiores e melhores reservas de recursos genéticos florestais encontram-se em populações naturais localizadas em Áreas de Proteção Permanente - APP e Unidades de Conservação – UC (HIGA e SILVA, 2006), por disporem de superfícies contínuas em melhor estado de conservação, quando comparadas a outras áreas florestais alteradas.

2.5 Unidades de Conservação

A definição de estratégias para a conservação da biodiversidade nas áreas protegidas e a identificação de áreas prioritárias para a criação de novas Unidades

de Conservação – UCs – deve ultrapassar os limites das UCs e considerar as características potenciais de conservação nos fragmentos vizinhos para aumentar a eficácia dessas áreas para a conservação da biodiversidade (VIANA e PINHEIRO, 1998).

As UCs são áreas de rica biodiversidade e/ou beleza cênica, sendo as UCs públicas federais, como o Parque Nacional do Caparaó, geridas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Cabe a ele executar as ações do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecido pela Lei 9.985, que regulamenta o uso dos recursos florestais no domínio das Unidades de conservação, enquanto a Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, é um instrumento disciplinador da proteção e uso dos recursos florestais do País em âmbito geral.

As UCs Nacionais são criadas por Decreto presidencial ou Lei e estão divididas em dois grandes grupos, o de Proteção Integral e o de Uso Sustentável, somando 12 categorias. A categoria Parque Nacional pertence ao grupo de Proteção Integral cujo objetivo básico, segundo o SNUC, é preservar ecossistemas de grande relevância ecológica e beleza cênica, livrando-os, o quanto possível, da interferência humana. Neles, admite-se apenas o uso indireto dos recursos naturais, isto é, aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição, com exceção dos casos previstos na referida Lei. As UCs pertencentes ao grupo de Uso Sustentável, com exceção da RPPN, tem como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de seus recursos naturais.

No contexto da importância dos parques nacionais, o entorno passa a desempenhar um papel preponderante na proteção dessas áreas, por formar uma faixa de resguardo para as áreas protegidas. A Lei 9.985 definiu zona de amortecimento como sendo “o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas às normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade”.

No entanto, o entorno, em muitas dessas áreas, tem sido manejado sem critérios de conservação, determinando a formação de fragmentos florestais. A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 13/90, determinou uma faixa de 10 km em torno das unidades de conservação, na qual qualquer atividade que possa afetar a biota deve ser obrigatoriamente licenciada pelo órgão ambiental competente. Segundo Orlando (1997), o estabelecimento de

zonas de amortecimento ou tampão “*buffer zones*” visa melhorar os valores de conservação da área.

Devido às fortes pressões antrópicas sobre os recursos florestais e os impactos decorrentes, como a perda da biodiversidade, algumas iniciativas estão sendo adotadas com o objetivo de reduzir ou minimizar estes impactos. Tais iniciativas envolvem ações para racionalizar o uso destes recursos, ampliar áreas de preservação e conservação, ligações dos fragmentos por corredores ecológicos, adoção de sistemas agroflorestais, até ações destinadas a recuperar áreas já alteradas (NETO e SILVA, 2007).

Considerando que as UCs devem possuir uma zona de amortecimento, e que estas são normatizadas pelo órgão administrador das unidades, deve-se avaliar a importância destas áreas de entorno para colheita de sementes, diante da expectativa de existência de recursos naturais relevantes nessas zonas (PIÑA-RODRIGUES et al., 2007). Tais unidades, diante das suas particularidades, principalmente referente à diversidade genética, podem contribuir para a manutenção e recuperação de ecossistemas florestais brasileiros, pois apresentam potencial para produção de sementes florestais.

As imposições legais do SNUC impossibilitam a colheita de sementes florestais, para fins comerciais, nas UCs Federais do grupo Proteção Integral, e em algumas categorias do grupo Uso Sustentável. No entanto, a atividade de colheita de sementes no grupo de Uso Sustentável poderá ser restrita devido ao seu reduzido número (NETO e SILVA, 2007). Mas, para a colheita de sementes nessas áreas, é preciso buscar um mínimo de contribuição destas unidades no fornecimento de sementes florestais devido às limitações legais.

2.5.1 Parque Nacional do Caparaó

A região do entorno do Parque Nacional do Caparaó apresenta grande diversidade ambiental, por apresentar condições de calor e umidade com verões brandos e chuvosos, além de possuir grandes variações no seu relevo. Por se tratar de um ecossistema significativamente degradado, ainda pouco conhecido, mas de grande significado econômico e ambiental, merece receber atenção especial.

Segundo o ICMBio (2011), o Parque Nacional do Caparaó situa-se na divisa do Estado do Espírito Santo com o Estado de Minas Gerais, entre as latitudes 20° 18' e 20° 37' sul e longitudes 41° 42' e 41° 51' oeste de Greenwich. Foi criado pelo

Decreto Federal nº 50.646 de 24 de maio de 1961, o qual define a área do Parque como aquela acima da altitude de 1.300 metros (m), culminando no ponto mais alto com 2892 metros, o Pico da Bandeira, que fica no município de Ibitirama. A razão para a proteção da área do Parque foi a existência de maciços de grande altitude e, também, a importância ecológica da área que concentrava em pequeno espaço variadas e distintas formações vegetais (ICMBio, 2010).

São nove os municípios capixabas que fazem parte da região do Caparaó: Alegre, Guaçuí, Dolores do Rio Preto, Divino de São Lourenço, Ibatiba, Ibitirama, Irupí, Lúna, e Muniz Freire. Em Minas Gerais os municípios são: Alto Caparaó, Alto Jequitibá, Caparaó, Manhumirim e Espera Feliz. O parque possui 31.800 hectares estando 70% no estado do Espírito Santo e apenas 30% em Minas Gerais (DRUMOND, 2009).

O Bioma é Floresta Atlântica, e as áreas florestais do Parque são de formação secundária, tendo sido alteradas pela ação do fogo, extração de madeiras nobres e desmatamento. Poucas áreas, em locais de mais difícil acesso, foram poupadas dessas transformações. São encontradas amostras importantes dos chamados “campos rupestres” ou “campos de altitude”, sendo a única ocorrência desse ecossistema no Estado.

A grande diferenciação nas formações vegetais do Parque é condicionada por diversos fatores como a variação climática, presença de cursos d’água, altitude e tipos de solo, além das intervenções humanas, como fogo, desmatamentos e introdução de espécies exóticas (IBAMA, 1999). Mas, provavelmente, o elemento mais importante que condiciona o tipo de vegetação, através da transformação do microclima local, é a altitude.

Todas essas variações nas formações vegetais fazem do Parque Nacional do Caparaó um local ideal para ser utilizado no ensino de princípios de Ecologia Vegetal, pois o local apresenta, em espaço relativamente pequeno, vários exemplos das diferentes formações vegetais.

A pluviosidade média varia dos 1.000 a 1.500 mm anuais, atingindo 1.750 mm na porção norte do Parque. As chuvas concentram-se no trimestre de novembro a janeiro, quando ocorrem de 35% a 50% das precipitações anuais. O período do ano que apresenta as menores médias pluviométricas é aquele entre junho e agosto, podendo variar em consequência do relevo local (IBDF, 1983).

De acordo com o Portal do Caparaó (2010), por apresentar uma grande quantidade de córregos, riachos e nascentes, a região do parque contribui com três importantes bacias hidrográficas: Bacia do Itabapoana; Bacia do Itapemirim; Bacia do Rio Doce.

2.6 Sistema de Informações Geográficas aplicado em análises ambientais

A importância do Sistema de Informações Geográficas (SIG's) decorre da necessidade do entendimento de como a localização dos diferentes elementos que compõem o ambiente, e suas interações, atuam sobre a riqueza e diversidade da flora e fauna (UEZU, 2009). Diversos estudos vêm sendo realizados para estabelecer classes ou categorias hierárquicas em áreas com grande heterogeneidade das condições ambientais, a fim de aumentar a compreensão sobre o meio físico (ANDRADE, 1998; OLIVEIRA NETO, 2000).

O uso de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto permitiram grandes avanços nos estudos de análise de cobertura vegetal, principalmente com o advento das imagens orbitais de alta resolução espacial, possibilitando mapeamento mais ágil em áreas extensas, e com grande precisão (FRANCELINO e CALDA, 1998). As atividades que envolvem o geoprocessamento compreendem um conjunto de tecnologias voltadas a coleta e tratamento de informações espaciais para um objetivo específico. Tais técnicas permitem a execução de projetos de levantamento e de mapeamento dos fragmentos florestais existentes, bem como conhecer a dinâmica do processo.

Segundo Lang e Blaschke (2009), nos últimos anos, ao lado de uma pesquisa intensa sobre o comportamento dos índices de ecologia paisagem e de sua relevância ecológica, foram produzidos diversos pacotes de aplicativos computacionais, que disponibilizam, de formas diferentes, as métricas descritivas da estrutura da paisagem. Esses programas permitem caracterizar a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos de extensão de área e de distribuição espacial dos diferentes tipos de fragmentos que a compõem.

Uma aplicação para o SIG são os cálculos das métricas da paisagem, que representarão a sua estrutura espacial. Para Blaschke (2000) apud Pirovani (2010), o programa *Fragstats* de MacGarigal e Marks (1995) trata-se da ferramenta mais

abrangente para a análise quantitativa da estrutura da paisagem. Entretanto, este não facilita ao usuário o processo de escolha, em razão da enorme quantidade de valores de medição, então, entre outros motivos alguns produtos alternativos foram desenvolvidos.

Uezu (2009) lembra que a extensão *Patch Analyst* do Arcview 3.2 também é usada para calcular tais métricas, sendo o aplicativo computacional ArcGis o mais difundido Desktop GIS no mundo inteiro, e encontra-se na versão 10, reunindo um grande número de métodos de análise. Segundo Lang e Blascke (2009), o *Patch Analyst* fornece essencialmente métricas do *Fragstats*, porém em forma comprimida.

Para aplicação das métricas da paisagem, é necessário aplicar técnicas de geoprocessamento que permitem a interpretação das imagens, que é a identificação e atribuição de um significado aos elementos da paisagem, ou seja, o levantamento e mapeamento dos fragmentos florestais existentes, bem como conhecer a dinâmica do processo e verificar como a paisagem influencia a biodiversidade de uma região.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da Área de Estudo

A Área de Estudo trata-se da zona de amortecimento do Parque Nacional do Caparaó situada no estado do Espírito Santo, entre as latitudes 20° 12' e 20° 42' sul e longitudes 41° 36' e 41° 51' oeste de Greenwich, com área de 65.377,31 hectares (ha). Corresponde a uma faixa de 10 km de distância da linha limítrofe do Parque Nacional do Caparaó do lado capixaba (Figura 1), determinada pela Resolução nº 13/1990 do CONAMA, como a distância de faixa em torno das Unidades de Conservação. Abrange parte dos municípios de Guaçuí, Dorés do Rio Preto, Divino de São Lourenço, Ibatiba, Ibitirama, Irupi, e Iúna, localizados no sul do estado do Espírito Santo.

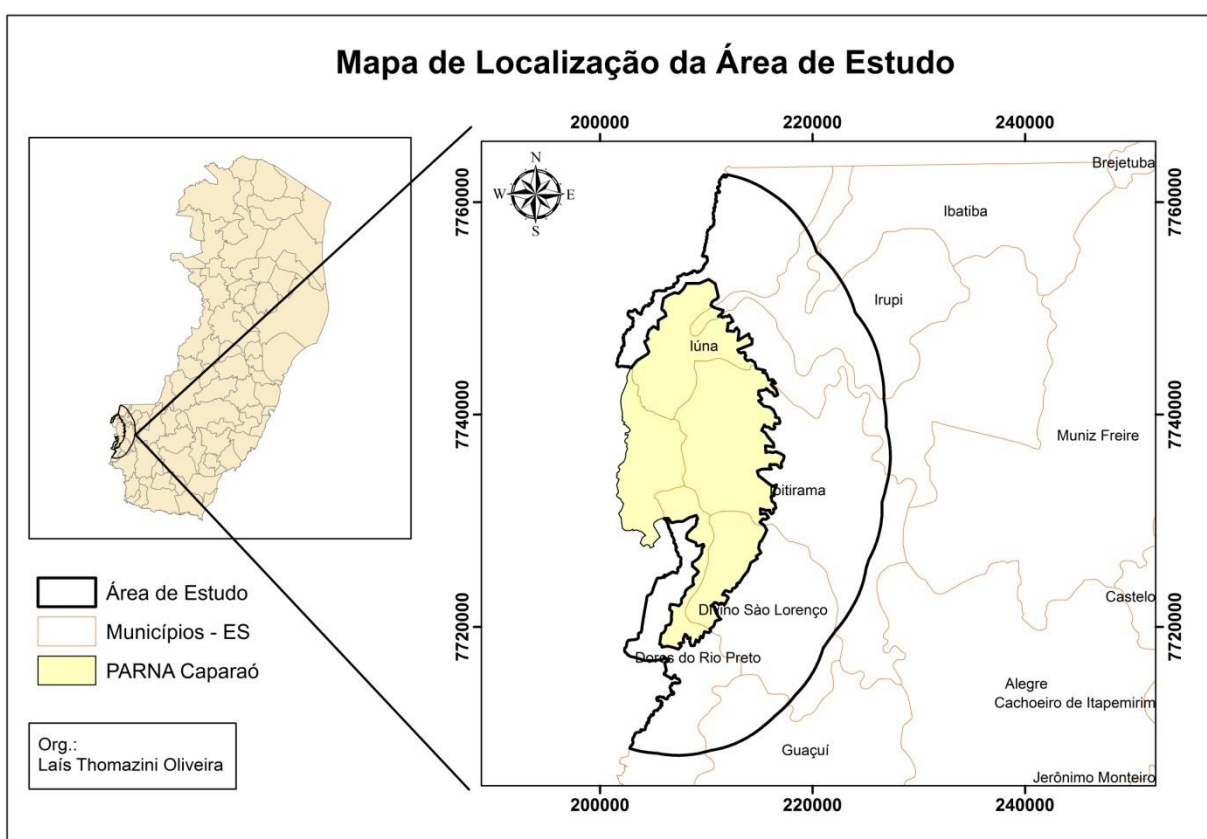


Figura 1 – Localização do Parque Nacional do Caparaó e da área do entorno do Parque, abrangendo o estado do Espírito Santo.

A região de entorno é caracterizada pelo inverno seco e verão chuvoso, sendo o clima tropical de altitude, com meses chuvosos caracterizados pela presença de densa nebulosidade (IBDF, 1983). O relevo assume importância marcante na determinação das diferenças de temperatura na área. A temperatura média anual varia entre os 19° C e os 27° C, com a máxima absoluta atingindo os 36° C e a mínima absoluta os 4° C negativos nos picos mais altos do Parque (IBAMA, 1999). De maneira geral, a topografia da região possui relevo bastante acidentado, intercalada por reduzidas áreas planas.

Na região do Parque Nacional do Caparaó os índices pluviométricos são altos, verificando uma precipitação de 1.400 mm média anual. Portanto, a região é rica em recursos hídricos, e existem inúmeros rios perenes, de pequeno e médio porte, com forte declividade, sendo freqüente a ocorrência de cachoeiras.

3.2 Mapeamento dos fragmentos florestais

O mapeamento dos fragmentos florestais da área de estudo foi feito por meio da vetorização do ortofotomosaico de 2007, disponibilizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IEMA, com escala de 1/35.000, projeção UTM (Universal Transverse Mercator), datum WGS 1984 e resolução espacial de 1 metro (m).

A vetorização dos fragmentos florestais foi feita pela interpretação visual em tela na escala padrão de 1:2000 no aplicativo computacional ArcGIS 9.3[®], por meio de técnicas de fotointerpretação. Considerou-se apenas os fragmentos florestais maiores que 10 hectares (ha). Todos os fragmentos florestais delimitados foram gerados no formato vetorial (polígono), na escala 1:2.000, com projeção UTM (Universal Transverse Mercator) e datum WGS 1984.

A vetorização dos fragmentos florestais com área igual ou maior a 10 ha teve como base os critérios e parâmetros técnicos descritos por Piña-Rodrigues e Freire (2002), considerando as populações maiores e menos perturbadas, geralmente encontradas em locais com no mínimo 10 ha de área.

A partir do mapa de fragmentação florestal da região de estudo, quantificou-se a área e o perímetro de cada fragmento usando a calculadora de valores da tabela de atributos do próprio arquivo de imagem vetorial, possibilitando comparar os

tamanhos dos diversos fragmentos florestais encontrados no entorno do Parque. Os fragmentos florestais foram caracterizados como médios (área entre 10 e 50 ha), grandes (área entre 50 e 100 ha) e muito grandes (área maior que 100 ha).

3.3 Análise dos fragmentos florestais por meio das métricas da paisagem

A análise dos fragmentos foi feita com base no mapa de fragmentos florestais para obter o número de fragmentos existentes, as áreas desses fragmentos (em hectares) e o perímetro (em metros), a fim de relacioná-los às classes de tamanho, ao fator de forma, à área central e à proximidade entre si por meio dos índices de ecologia da paisagem.

Os índices ou métricas da paisagem para os fragmentos foram determinados utilizando-se o aplicativo computacional ArcGis 9.3[®], através da versão gratuita *Patch Analyst* (Analisador de Manchas). As métricas foram calculadas utilizando a versão *raster* dos fragmentos florestais delimitados.

Através das métricas de tamanho, obteve-se a área de cada fragmento, a área total da classe fragmento florestal, a porcentagem da área da classe em relação à área total analisada, o tamanho médio dos fragmentos, o desvio padrão e o coeficiente de variação.

Para uma melhor comparação entre o grau de conservação e o tamanho dos fragmentos florestais mapeados neste estudo, foi realizada a análise dos índices de ecologia da paisagem para cada uma das classes de tamanho (média, grande e muito grande) e também para todos os tamanhos juntos, a fim de se obter valores médios dos índices para todos os fragmentos da área em estudo.

No sentido de evitar a utilização de métricas redundantes, optou-se por utilizar as seguintes métricas: índices de área dos fragmentos, índices de densidade e tamanho de fragmentos; índices de borda; índices de forma dos fragmentos; índices de proximidade entre os fragmentos; e índices de área central.

A seguir são apresentadas as equações para os índices acima citados, propostas por McGarigal e Marks (1995).

3.3.1 Índice de Área

a) Área da classe (CA)

$$CA = \sum_{i=1}^n C_i \quad (1)$$

em que:

CA = soma das áreas de todas as manchas que pertencem a uma determinada classe, ha; e

C_i = área da i-ésima mancha correspondente à classe avaliada, ha.

3.3.2 Índice de Densidade e Tamanho

a) Tamanho médio dos fragmentos (MPS):

Calculado com base na área total da classe e do número de fragmentos desta classe, obtendo-se a estimativa do tamanho médio para seus fragmentos.

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{\sum n_i} \quad (3)$$

em que:

MPS = tamanho médio dos fragmentos, ha;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j;

j = 1 a n número de fragmentos; e

n_i = número de fragmentos da classe.

b) Número de manchas (NUMP)

Quantifica o número de fragmentos existentes em cada classe ou paisagem.

$$NUMP = \sum n_i \quad (4)$$

em que:

NUMP = número total de manchas ou fragmentos dentro de uma mesma classe ou paisagem; e

n_i = quantidade de manchas de uma classe se NUMP for a nível de paisagem ou uma mancha ou fragmento se NUMP for a nível de classe.

c) Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos (PSSD)

É uma medida de variação absoluta que expressa o quanto os valores observados variam em relação à sua média.

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[a_{ij} - \left(\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \quad (5)$$

em que:

PSSD = desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos, ha;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j;

j = 1 a n número de fragmentos; e

n_i = número de fragmentos da classe.

d) Coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (PSCoV)

É uma medida de variação relativa que quantifica a variação dos dados em função da média.

$$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} \times 100 \quad (6)$$

em que:

PSCoV = coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos, %;

PSSD = desvio padrão do tamanho dos fragmentos, ha; e

MPS = tamanho médio dos fragmentos, ha.

3.3.3 Índice de Borda

a) Total de Bordas (TE)

O total de bordas representa a soma dos perímetros de todas as bordas dentro da classe ou paisagem.

$$TE = \sum_{i=1}^n e_i \quad (7)$$

em que:

TE = soma de todas as bordas da classe ou paisagem, m; e

e_i = borda (perímetro) da i-ésima mancha.

b) Densidade de bordas (ED)

Representa a quantidade de bordas relativa à área da classe ou paisagem.

$$ED = \frac{TE}{CA} \quad (8)$$

em que:

ED = densidade de bordas, m/ha;

TE = total de bordas, m; e

CA = área total da classe.

3.3.4 Índice de Forma

a) Índice de forma média (MSI):

Expressa a forma média dos fragmentos da classe avaliada, em função da razão média perímetro/área de seus fragmentos, comparada a uma forma padrão. Quando se utiliza o formato vetorial ou de polígono para os mapas, a forma padrão é representada por um círculo, quando se utiliza o formato *raster* para os mapas, essa forma padrão se constitui em um quadrado. Dessa maneira, o índice de forma médio é igual a 1 quando todas as manchas ou fragmentos forem circulares (para polígonos) ou quadrados (para *raster*) e aumenta com irregularidade de forma de mancha crescente. A forma padrão representada foi um quadrado, pois se utilizou o formato *raster* para os mapas.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad (9)$$

em que:

MSI = índice de forma média;

p_{ij} = perímetro do fragmento ij ;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j ;

$j = 1$ a n número de fragmentos; e

n_i = número de fragmentos da classe.

b) Índice de forma média ponderado pela área (AWMSI):

É calculado de maneira semelhante ao índice de forma média (MSI), no entanto a média é ponderada de acordo com a área dos fragmentos. Deste modo, os fragmentos de maior tamanho recebem um peso maior.

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \times \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (10)$$

em que:

AWMSI = índice de forma médio ponderado pela área;

P_{ij} = perímetro do fragmento ij ;

a_{ij} = área do fragmento i na classe j ; e

$j = 1$ a n número de fragmentos.

c) Dimensão Fractal da mancha média (MPFD):

Segundo Lang e Blaschke (2009), a dimensão fractal descreve a irregularidade de um objeto. Krumel et al. (1987) apud Lang e Blaschke (2009) demonstraram que a dimensão fractal aumenta com o tamanho das manchas de florestas. A métrica dimensão fractal (MPFD) diferencia-se do índice de forma média (MSI) por variar de 1 a 2, tornando-se uma melhor alternativa de representação, sendo que MSI varia de 1 ao infinito.

$$MPFD = \frac{2 \ln(0,25p_{ij})}{\ln a_{ij}} \quad (11)$$

em que:

MPFD = dimensão fractal da mancha média;

P_{ij} = perímetro do fragmento ij ; e

a_{ij} = área do fragmento i na classe j .

3.3.5 Índice de Proximidade

a) Distância média do vizinho mais próximo entre fragmentos (MNN):

Quantifica a distância média de borda a borda entre os fragmentos de mesma classe, calculado pela fórmula:

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n'_i} \quad (12)$$

em que:

MNN = distância média do vizinho mais próximo, m ;

h_{ij} = distância (m) mínima do fragmento ij ao vizinho mais próximo de mesma classe; e

n'_i = número de fragmentos da classe i na paisagem, que tenham vizinho próximo.

3.3.6 Índice de Área Central

Para cálculo das métricas de área central dos fragmentos florestais, utilizou-se a distância de 100 metros de borda, que de acordo com o estudo realizado por Pirovani (2010) é a distância máxima para simulação de efeitos de borda que não exclui toda a área central de fragmentos menores nesta região.

a) Índice de área central total (TCAI):

Quantifica a porcentagem da classe ocupada com área central, após a retirada da faixa referente ao efeito de borda. Para os índices de área central, considerou-se uma faixa com largura de buffer de 100 m representando o efeito de borda. O TCAI é expresso pela fórmula:

$$TCAI = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^e}{\sum_{j=1}^n CA} \times 100 \quad (13)$$

em que:

TCAI = índice de área central total, % (0-100);

a_{ij}^e = área interior do fragmento ij; e

j = 1 a n número de fragmentos.

b) Número de fragmentos com área central (NCA):

Expressa o número de fragmentos que possuem área central para o efeito de borda considerado, após a retirada do efeito de borda, para cada classe. É determinado pela fórmula:

$$NCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^e \quad (14)$$

em que:

NCA = número de fragmentos com área central;

n_{ij}^e = número de áreas interiores dos fragmentos; e

j = 1 a n número de fragmentos.

O detalhamento das métricas utilizadas neste estudo, juntamente com suas siglas e significados, é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Índices de Ecologia da paisagem gerados ao nível de classes através do *Patch Analyst* para os fragmentos florestais.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
Área	CA	Área da classe	Hectare (ha)	Somatório das áreas de todas as manchas ou fragmentos florestais presentes na área em estudo.
Densidade de tamanho	MPS	Tamanho médio da mancha	Hectare (ha)	Soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas
	NUMP	Número de manchas	Adimensional	Número total de manchas na classe ou na paisagem.
	PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha	Hectare (ha)	Razão da variância do tamanho das manchas.
	PSCoV	Coefficiente de variação do tamanho da mancha	Porcentagem (%)	Desvio padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100.
Borda	TE	Total de bordas	Metro (m)	Extremidade total de todas as manchas. É a soma de perímetro de todas as manchas.
	ED	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
Forma	MSI	Índice de forma médio	Adimensional	É igual a um quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente irregularidade da forma da mancha.
	AWMSI	Índice de forma de área média ponderada	Adimensional	Difere do MSI, porque manchas maiores terão maior peso que as menores.
	MPFD	Dimensão fractal da mancha média	Adimensional	Os valores se aproximam de um para formas com perímetros simples e chega a dois quando as formas forem mais complexas.
Área Central	TCA	Área Central Total	Hectares (ha)	O tamanho total das manchas centrais.
	TCAI	Índice de Área Central Total	Porcentagem (%)	Medida da quantidade relativa de área central na paisagem.
	CACoV	Coefficiente de variação de área central	Porcentagem (%)	Representa a variabilidade em tamanho das áreas centrais disjuntas em relação à área central média.
	CASD	Desvio Padrão de área central	Hectare (ha)	Raiz da variância da média das áreas centrais.
	NCA	Número de áreas centrais	Adimensional	Número total de áreas centrais dentro de cada mancha ao nível de classe ou dentro da paisagem.
	MCA	Área central média	Hectares (ha)	O tamanho médio das manchas de área central.
Proximidade	MNN	Distância média do vizinho mais próximo	Metros (m)	A distância média do vizinho mais próximo é a média destas distâncias para classes individuais ao nível de classe e a distância média da classe vizinha mais próxima ao nível de paisagem.

Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Mapeamento dos fragmentos florestais

O mapa gerado permitiu contabilizar 140 fragmentos florestais maiores que 10 ha em toda área do entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó. Constatou-se que 4.107,55 ha (6,28%) da área do entorno, que é de 65.377,31 ha, corresponderam a estes fragmentos florestais (Figura 2). Este valor encontrado para fragmentos maiores que 10 ha, é menor que a média estadual (11%), demonstrando que a região do entorno encontra-se bastante fragmentada.

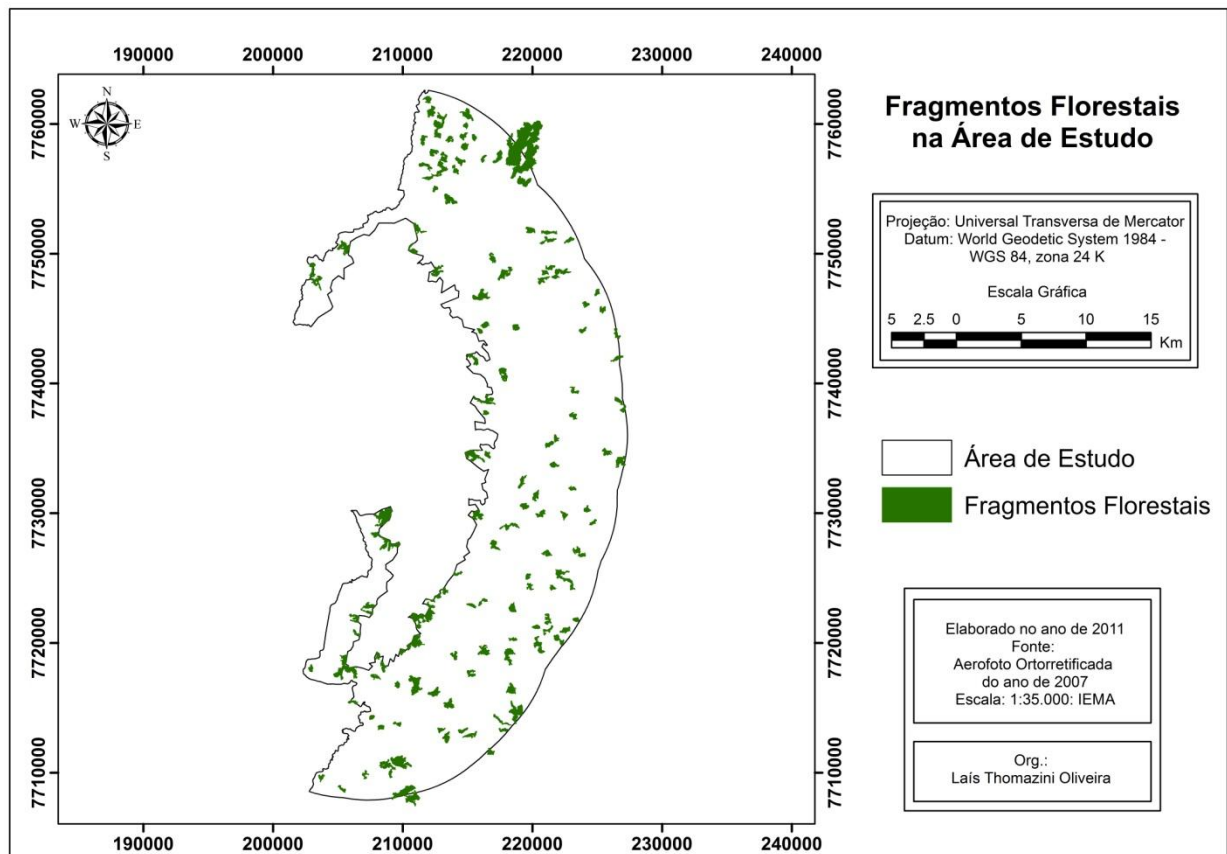


Figura 2 – Mapa dos fragmentos florestais identificados no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó.

A Figura 3 ilustra a distribuição das diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais dentro da área de estudo.

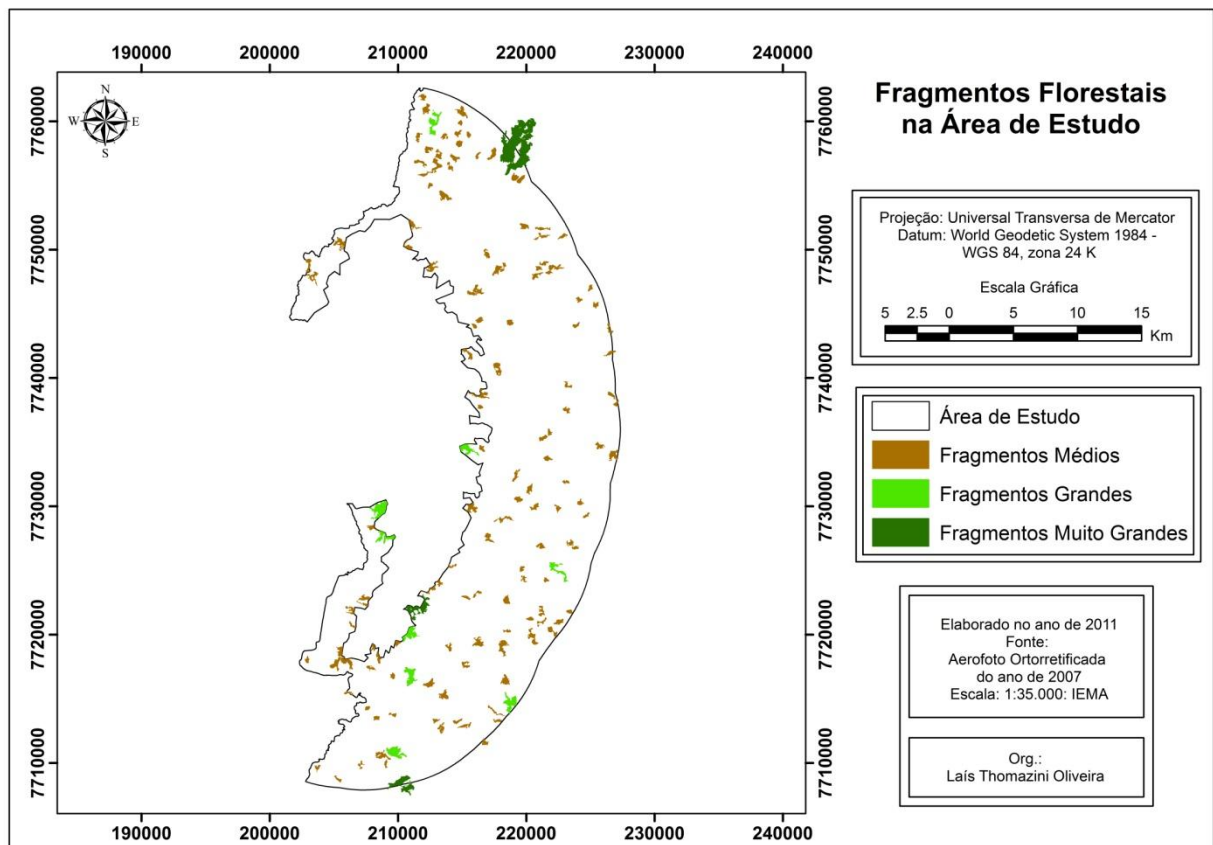


Figura 3 – Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó.

O maior fragmento florestal encontrado possui 622,97 hectares e pertence à classe muito grande, composta por aqueles fragmentos com tamanho acima de 100 ha. Esta classe representou um percentual de 20,57% da área total de cobertura florestal, com apenas 3 representantes. O resultado deste estudo, feito na região montanhosa do entorno do PARNA Caparaó, é semelhante com o obtido por Ranta et al. (1998). Este autor avaliou o tamanho, a forma e a distribuição dos fragmentos numa área de 1.500 ha de Floresta Atlântica Brasileira da região Nordeste, observando que apenas 7% dos fragmentos dessa formação têm área maior que 100 ha, demonstrando a pequena quantidade de fragmentos muito grandes. No entanto, os fragmentos florestais classificados como grandes, ou seja, que pertencem à classe de tamanho de 50 a 100 ha, somam 9 fragmentos com 15,19% da área total de cobertura florestal.

O número total de fragmentos médios encontrados, pertencentes à classe de tamanho de 10 a 50 ha, foi de 128, com área de contribuição de 64,24 % em relação

ao total dos remanescentes florestais encontrados. Este mapeamento mostra que a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica desta região do entorno do Parque encontra-se na classe dos fragmentos médios, evidenciando que a área de estudo encontra-se em um avançado processo de fragmentação florestal. A maior parte da cobertura florestal da área é proveniente de fragmentos de tamanho reduzido.

A relação entre o número de fragmentos e a área que eles ocupam não é inversa, como indica o estudo feito por Pirovani (2010) realizado em região próxima a esta. Isto é, os médios fragmentos possuem maior percentual em número (128 fragmentos) e representam uma parcela também maior da área total dos remanescentes florestais mapeados. No entanto, isto não é uma regra, pois se observa uma relação inversa quando se compara as classes grandes e muito grandes. Embora a classe muito grande possua menor número de unidades, a soma de suas áreas representa maior percentual da área total de fragmentos florestais mapeados, enquanto a classe grande, com maior número de unidades, apresenta menor percentual da soma de suas áreas (Figura 4). Esta diferença também pode estar relacionada ao fato do mencionado autor ter considerado uma maior área de estudo.

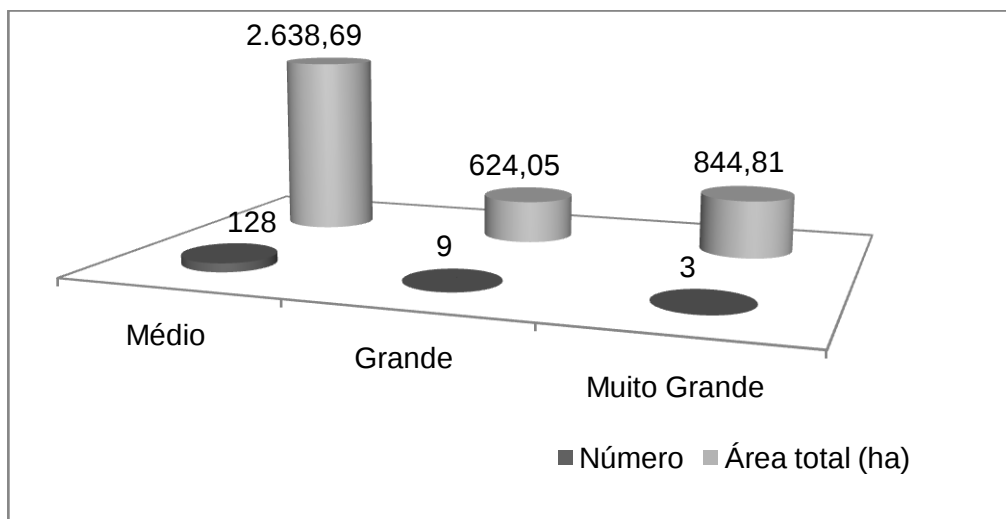


Figura 4 – Relação entre o número de fragmentos florestais e as suas respectivas áreas das classes de tamanho.

A relação encontrada neste estudo, a respeito da contribuição do número de fragmentos e da área que eles ocupam, diverge do trabalho realizado por Almeida (2008), pois o autor constatou que os fragmentos grandes, embora em menor

número, possuem áreas significativas e são responsáveis pela maior cobertura florestal em área. Estas diferentes relações encontradas devem-se às particularidades específicas de cada local com relação à fragmentação florestal, sendo que esta difere até mesmo de estudos realizados em locais próximos.

A ocorrência de grande quantidade de fragmentos florestais de pequenos tamanhos é comum em paisagens de Floresta Atlântica (RODRIGUES, 1993; LIMA, 1997). O principal problema deste padrão é que, quanto mais área florestada estiver contida em menores fragmentos, mais intensamente estariam sujeitas ao efeito de borda (RODRIGUES, 1993).

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 ainda que, enquanto os grandes fragmentos possibilitam a manutenção da biodiversidade, os pequenos promovem um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuam como “ilhas de habitat” para o refúgio de espécies que requerem ambientes particulares que favorecem a dispersão e densidade adequada de suas populações. A utilização dessas “ilhas” é fundamental na interligação dos corredores ecológicos, favorecendo a troca de material genético e proporcionando maior variabilidade genética das sementes produzidas.

A área do fragmento é, em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies, e para Macarthur e Wilson (1967) não se pode esperar riqueza de espécies animais e vegetais em fragmentos menores. De acordo com os estudos de Metzger, Goldengerb e Bernacci (1999), essas áreas estão poucos conservadas, pois a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações.

Deve-se ressaltar que os fragmentos com pequenas áreas merecem uma atenção especial, sob pena de serem extintos com o decorrer dos anos, caso não sejam adotadas propostas de manejo que promovam um aumento de sua área e uma interligação com fragmentos próximos e maiores; pois, de acordo Ricklefs (1996) apud Piña-Rodrigues, Freire e Duque Silva (2007), os fragmentos pequenos, com menos de 10 hectares, são os que apresentam maior risco de extinção de espécies. Entretanto, são justamente estes pequenos fragmentos os últimos

depositários da biodiversidade nativa de boa parte dos remanescentes florestais (VIANA e TABANEZ, 1996), e podem ser importantes em um planejamento da recuperação ambiental de uma área e para a troca de genes entre populações, pois funcionariam como pequenas manchas de vegetação que servem de refúgio temporário para um indivíduo em migração (MACARTHUR e WILSON, 1967).

4.2 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem

Os índices de ecologia da paisagem para as classes de tamanho e para o total dos fragmentos da área são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Índices de ecologia da paisagem calculados para a área de estudo.

Grupo	Índices	Unidade	Classes de Tamanho			
			Médio (10– 50 ha)	Grande (50-100 ha)	Muito Grande (>100 ha)	Todos (10 a >100 ha)
Área	CA	Hectares (ha)	2.638,34	624,23	844,81	4.106,97
Densidade e tamanho	MPS	Hectares (ha)	20,77	62,42	281,60	29,55
	NUMP	Adimensional	128,00	9,00	3,00	140,00
	PSSD	Hectares (ha)	11,17	21,39	241,38	54,00
	PSCoV	Porcentagem	53,78	34,26	85,72	182,77
Borda	TE	Metros (m)	477.620	80.300	72.080	629.824
	ED	m/ha	181,03	128,64	85,32	153,35
Forma	MSI	Adimensional	2,05	2,57	3,93	2,13
	AWMSI	Adimensional	2,22	2,59	3,90	2,63
	MPFD	Adimensional	1,11	1,14	1,19	1,12
Proximidade	MNN	Metros (m)	681,82	5.718,12	19.123,92	583,90

* CA (Área de todas as manchas da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); NumP (Número de manchas); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho da mancha); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); MSI (Índice de forma médio); AWMSI (Índice de forma de área média ponderada); MPFD (Dimensão fractal da mancha média); TE (Total de bordas); ED (Densidade de borda); MNN (Distância média do vizinho mais próximo).

O índice de tamanho médio (MPS) das classes de fragmentos florestais apresentou um valor de área média para os fragmentos muito grandes (281,60 ha)

e, através do alto valor do desvio padrão do tamanho da mancha ($PSSD = 241,38$ ha), percebeu-se a alta variabilidade nos valores de área dos fragmentos desta classe. Esta variabilidade mostra que entre os fragmentos muito grandes podem-se encontrar de tamanhos mínimos para este grupo (100 ha) até valores muito acima da média, como o do maior fragmento que possui 622,97 ha.

A média de tamanho para todos os fragmentos, quando analisados em conjunto, ou seja, sem distinção das diferentes classes de tamanho, teve como valor 29,55 ha. Oliveira (2006), que avaliou a fragmentação florestal em 4 municípios da zona de amortecimento do lado mineiro do PARNA Caparaó, encontrou o tamanho médio dos fragmentos de 6,95 ha.

O valor do MPS encontrado neste estudo (29,55 ha) é próximo do valor para os fragmentos médios (20,77 ha), demonstrando a representatividade dos tamanhos destes fragmentos no total de fragmentos florestais mapeados. No entanto, o valor elevado do coeficiente de variação do tamanho da mancha ($PSCoV = 182,77\%$) indica a existência de fragmentos com valores de área muito acima e/ou muito abaixo do valor médio. Isto indica que se o desvio padrão for muito grande, é possível que haja grandes fragmentos, mesmo com um tamanho médio relativamente baixo, pois, segundo Pereira et al. (2001), o tamanho médio dos fragmentos deve ser analisado examinando-se o desvio padrão.

As métricas de borda revelaram menor valor do total de borda (TE) para a classe dos fragmentos muito grandes (72.080 m), já os fragmentos médios apresentaram o maior valor total de bordas (477.620 m), e a classe de fragmentos grandes apresentou valor total de borda de 80.300m. Porém, ao comparar o valor de borda dos grandes fragmentos com sua contribuição em área, que é menor que a dos fragmentos médios, percebeu-se maior proporção borda/área nos fragmentos médios. Avaliando todos os fragmentos maiores que 10 ha, o TE foi de 629.824 m, enquanto Oliveira (2006) encontrou 824.140 m.

Os fragmentos médios apresentaram maior densidade de bordas (ED), com 181,03 metros de borda por hectare contra 128,64 m/ha dos fragmentos grandes, e 85,32 m/ha dos fragmentos muito grandes. Essa diferença da quantidade de bordas, quando se considera a densidade, deve-se aos valores de área ocupados por cada classe de tamanho dos fragmentos, sendo esta relação proporcional.

Estes resultados apontam para um menor efeito de borda nos fragmentos muito grandes, indicando maior grau de conservação, o que permite a longo prazo,

conservar maior número de espécies, em função do maior tamanho do fragmento. Tal fato é importante para a seleção de populações naturais para a produção de sementes florestais em quantidade e diversidade, considerando-se que a seleção destas populações depende do tamanho efetivo da mesma e diretamente do tamanho mínimo do fragmento.

Ao analisar as métricas de borda para todos os tamanhos de fragmentos encontrados na área, obteve-se como valor total de bordas (TE) a soma do perímetro das três classes de tamanho. Deve-se atentar que a porção externa da mata adjacente à borda torna-se uma da zona de transição que sofre com as mudanças microclimáticas, como aumento da temperatura e ressecamento próximo a borda, acarretando em alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação. Ramos (2004), em estudos realizados nos fragmentos de Mata Atlântica sobre qualidade de sementes, percebeu que a reprodução de plantas em diferentes populações de algumas espécies seria afetada por variações climáticas, e a sincronização de reprodução entre as populações pode ser essencial para seu sucesso em longo prazo, principalmente em plantas auto-incompatíveis, comprometendo a produção de sementes viáveis.

Além do tamanho, a forma dos fragmentos também influencia no grau do impacto do efeito de borda, incluindo os processos bióticos e abióticos (MURCIA, 1995). A forma pode ser avaliada através de proporções simples entre área de borda e área do fragmento, podendo ser regulares ou irregulares, sendo estes últimos mais afetados por bordas, implicando diretamente na dispersão de plantas.

As métricas de forma exigem a adoção de uma paisagem padrão para efeito de comparação, e a importância da análise da forma para os estudos da dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais consiste na possibilidade de indicar o nível de proteção de seu interior em relação aos efeitos de borda. Assim, os fragmentos com fator de forma próximo de um, apresentam tendência de forma mais arredondada e indica que o interior do fragmento florestal pode estar mais protegido, enquanto que a tendência mais alongada, valores distantes de um, permite presumir que o fragmento esteja mais sujeito aos efeitos de borda e maior grau de perturbação.

A comparação dos valores de índice de forma (MSI) das classes de tamanho dos fragmentos florestais revelam que os fragmentos médios apresentam formato um pouco mais regular (MSI = 2,05) quando comparados com os fragmentos grandes, e muito grandes os que apresentam valores de MSI de 2,57 e 3,93,

respectivamente. Assim os formatos vão ficando mais irregulares (não-circular) com o aumento do tamanho dos fragmentos. Pode-se perceber que os valores estão distantes de um, indicando fragmentos muito recortados em função da maior proporção de bordas, com alta razão perímetro/área, quando o preferível é que os fragmentos apresentem menor razão. A dimensão fractal (MPFD) obtida demonstra que a irregularidade aumenta com o tamanho dos fragmentos.

No entanto, apesar dos índices de forma indicar formatos mais irregulares para os fragmentos grandes e muito grandes, e “regulares” para os fragmentos médios, o tamanho e a forma do fragmento natural (que surge com a regeneração) ou não natural (área de floresta que foi fragmentada) podem estar intrinsecamente ligados à borda. Quanto menor o fragmento ou mais alongado, mais forte será o efeito de borda, pois a razão interior/margem diminui (PÉRICO et al., 2005). Sendo assim, mesmo apresentando formatos mais irregulares, os fragmentos maiores estão sob menor efeito de borda que os menores.

Um maior fator de forma indica maior valor ambiental de um fragmento, quando este está relacionado à área do fragmento, pois consiste na possibilidade de indicar o nível de proteção de seu interior em relação aos efeitos de borda. Por exemplo, um maior fator de forma indica maior irregularidade, mas se área do fragmento é pequena, todo fragmento estará sob efeito de borda. O que não acontece com os grandes fragmentos, que apesar de apresentar maior fator de forma estão sujeitos a menor efeito de borda, pois possuem área maior, condição ideal para a conservação de um fragmento. Sendo assim, um fator de forma baixo significa um alto efeito de borda, situação esta que deve se evitada.

Os valores do índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais médios e grandes, são superiores ao observado para o índice de forma médio (MSI), indicando que os fragmentos de maior área têm forma mais irregular que a média (McGarigal e Marks, 1995). Essa relação existe porque, para o cálculo do índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI), os fragmentos recebem pesos em função de seu tamanho. Contudo, essa relação não é uma regra, pois os fragmentos muito grandes apresentaram menor valor de AWMSI, quando comparado ao MSI.

O grau de isolamento dos fragmentos, expresso pela distância média do vizinho mais próximo (MNN), apresentou resultados diferentes para as três classes de tamanho consideradas. Os fragmentos de tamanho médio apresentaram grau de

isolamento menor que os demais, com 681,82 metros (m) de distância do fragmento mais próximo, contra 5.718,12 m entre os fragmentos grandes e 19.123,92 m entre os fragmentos muito grandes. Esta diferença pode estar relacionada ao número de fragmentos encontrados para cada classe, pois os fragmentos médios que são em maior número (128) estão mais próximos entre si, e os fragmentos muito grandes que são em menor número (3) apresentaram maior grau de isolamento. Assim, é importante considerar os fragmentos de menor tamanho, como trampolins ecológicos dentro da paisagem para a manutenção da conectividade e, assim diminuir o grau de isolamento entre eles.

Ao analisar a distância entre todos os tamanhos de fragmentos (MNN = 583,90 m), o grau de isolamento é menor. Em regiões onde o processo de fragmentação está muito avançado, a distância entre os fragmentos florestais é muito grande, o que dificulta o deslocamento da biota entre os fragmentos, indicando a implantação de corredores ecológicos para favorecer o fluxo de animais e plantas, e recuperar a dinâmica dos fragmentos. De maneira geral, pode-se considerar que os fragmentos dessa área representativa do entorno do Caparaó possuem alto grau de isolamento, dificultando diversas interações ecológicas, como fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, afetando a sustentabilidade de populações naturais. Awade e Metzger (2008), por exemplo, observaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40m e, ainda, segundo Janzen (1988) apud Guisard (2006), em determinadas situações, o limite de dispersão de sementes pelo vento gira em torno de 180m.

Assim, a escolha das áreas para colheita de sementes é orientada, segundo Piña-Rodrigues, Freire e Duque Silva (2007), de acordo com o tamanho do fragmento e distância mínima entre fragmentos de menor tamanho, que podem colaborar como trampolins ecológicos. Ainda segundo os autores acima, deve-se considerar as populações maiores e menos perturbadas, encontradas em fragmentos maiores, por disporem de extensas superfícies contínuas em melhor estado de conservação.

A área central de um fragmento de floresta é, segundo McGarigal e Marks (1995), um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e a borda dos fragmentos. Dessa maneira, um fragmento pode ser largo o suficiente para sustentar algumas espécies, mas não

conter área central suficiente para sustentar outras espécies e, sobretudo, manter a integridade de sua estrutura natural (Turner e Gardner, 1991).

Os valores das métricas relativos à área central dos fragmentos são expressos na Tabela 3, considerando-se 100 m de distância sob o efeito de borda, pois, de acordo com o estudo realizado por Pirovani (2010), é a distância máxima para simulação de efeitos de borda que não exclui toda a área central de fragmentos menores nesta região. Ainda, segundo Ferreira e Laurence (1997), as conseqüências da fragmentação, como as mudanças na estrutura dos fragmentos, alteram as taxas de mortalidade das árvores em uma faixa de até 100 metros da borda dos fragmentos.

O estudo feito por Pirovani (2010) avaliou diferentes distâncias de bordas e teve como resultado o decréscimo do número de áreas centrais com o aumento da distância de borda e, ainda, o aumento da distância de borda a partir dos 100 m levou a uma redução significativa nos valores das métricas de área central dos fragmentos.

Tabela 3 – Valores dos índices de ecologia da paisagem relativos às métricas de área central gerados pelo *Patch Analyst* utilizando 100 metros de faixa sob efeito de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.

Classes de Tamanho	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA	MCA
Médios (10-50 ha)	373,35	14,15	136,21	3,05	167,0	2,24
Grande (50-100 ha)	202,79	32,49	177,15	12,83	28,0	7,24
Muito Grande (>100 ha)	436,82	51,71	238,88	115,94	9,0	48,54

*TCA (Área central total); TCAI (Índice de área central total); MCA (Área central média); NCA (Número de áreas centrais); CACoV (Coeficiente de variação de área central); CASD (Desvio padrão de área central).

Os valores da Tabela 3 mostram que os fragmentos médios possuem área central total (TCA) de 373,35 ha, que corresponde a um índice de área central total de 14,15%. Isto significa que da área total dos fragmentos médios (2.638,69), apenas este percentual corresponde à área central e, logo, 85,85% da área total dos fragmentos médios estão sob efeito de borda de 100 m.

Para esse efeito de borda é encontrado o número de áreas centrais (NCA) entre os fragmentos médios de 167,00. Dividindo a área central total por esse número, têm-se uma área central média (MCA) com valor muito baixo para fins de conservação, que chega a 2,24 ha. Embora apresentem baixo valor de MCA, os fragmentos médios são importantes na troca genética das populações, por conservarem a maior parte da biodiversidade da região.

A área central total (TCA) dos fragmentos grandes, considerando o efeito de borda de 100 m, é de 202,79 ha, sendo este valor menor que o encontrado para os fragmentos médios, e a porcentagem de área dessa classe ocupada pelas áreas interiores, expressa pelo TCAI é de 32,49%. Isto indica que esta classe está sob um menor efeito de borda, quando comparada à classe média e, portanto, apresenta maior (7,24 ha) valor de área central média do que a classe média.

Analisando a classe fragmentos muito grandes, o TCA é de 436,82 ha e o TCAI de 51,71%, e o valor de área central média (MCA) para esta situação é de 48,54 ha, demonstrando alto nível de conservação desses fragmentos com mais de 50% de área central propícia ao equilíbrio e dinâmica dos fragmentos. No entanto, o valor do coeficiente de variação de área central (CACoV) é elevado (238,88%), mostrando que há uma grande variabilidade no tamanho das áreas centrais encontradas nesta classe de tamanho dos fragmentos.

A classe muito grande, por apresentar maior valor de área central total (48,54), torna-se relevante para a produção de sementes, pois os fragmentos desta classe apresentaram maior valor de conservação e riqueza, possibilitando um habitat com grande número de espécies, e com um adequado número de populações da espécie alvo que se deseja fazer a colheita de sementes.

Observa-se que o valor de NCA (167) da classe média é maior que o número total de fragmentos médios (128), o que deve-se ao fato de que muitos fragmentos, devido à irregularidade de seu formato, apresentam mais de uma área central. O mesmo acontece com os fragmentos grandes e muito grandes, sendo o valor de NCA correspondente à 28 áreas centrais, enquanto existem na área apenas 9 fragmentos, e NCA de 9 e número de total de 3, respectivamente. De maneira geral, o efeito de borda está fazendo com que o um mesmo fragmento apresente mais de uma área central. Essas áreas centrais funcionam como um refúgio para espécies raras que são mais suscetíveis aos efeitos de borda, necessitando de fragmentos amplos e especializados capazes de permitir a manutenção destas espécies.

Os valores das métricas relativos à área central de todos os fragmentos, maiores que 10 ha, são expressos na Tabela 4, considerando-se 100 m de distância sob o efeito de borda.

Tabela 4 – Valores relativos às métricas de área central gerados pelo *Patch Analyst* utilizando 100 metros de faixa sob efeito de borda para todos os fragmentos florestais, maiores que 10 ha.

Distância de	Todos (> 10 ha)					
	Borda	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA
100 m	993,58	24,19	529,62	26,44	199,00	4,99

*TCA (Área central total); TCAI (Índice de área central total); MCA (Área central média); NCA (Número de áreas centrais); CACoV (Coeficiente de variação de área central); CASD (Desvio padrão de área central).

A percentagem de área central total de 24, 19% e área central média de 4,99 ha, evidencia o pequeno valor de conservação dos fragmentos florestais maiores que 10 ha da região do entorno, estando 75,81% da área total destes sob alto efeito de borda. Além disso, o elevado valor de NCA (199) revela a irregularidade do formato dos fragmentos florestais, por alguns deles apresentarem mais de uma área central por fragmento.

Quanto mais irregulares os formatos, maior foi o total de bordas dos fragmentos, e quanto maior o tamanho do fragmento, menor foi a influência do efeito de borda. Assim, para que os fragmentos sujeitos a um maior efeito de borda tenham sua biodiversidade protegida, é fundamental aumentar suas áreas ou promover a sua interligação a outros fragmentos por meio de corredores ecológicos. Essa interligação visa melhorar ainda mais os valores de conservação do entorno do Parque, sendo possível encontrar nesta região melhores recursos e reservas genéticas das populações naturais para a produção de sementes, pois o entorno é protegido de qualquer atividade que possa afetar a biota, aumentando as chances de se encontrar melhores fontes de sementes.

Além disso, ao analisar a distância entre os fragmentos florestais percebeu-se a importância da conectividade entre eles na troca de informações genéticas, processo fundamental para produção de sementes com alta variabilidade genética para produção de mudas. Deste modo, é possível produzir mudas com sementes

fornechas por estes fragmentos e viabilizar a formação de corredores ecológicos entre os fragmentos de vegetação natural no entorno do Parque Nacional do Caparaó.

Os resultados das métricas de área central apontam para o fato de que, quanto maior o tamanho do fragmento maior será sua área central total (TCA) e menor será o percentual de sua área afetado pelo efeito de borda ($100 - TCAI$) e, assim, maior será a proteção das espécies no interior dessas áreas em relação às ameaças externas. Desta forma, a utilização dos índices de área central deve-se ao raciocínio de que o número de espécies existentes em uma “ilha” está relacionado com a sua área (RAMOS, 2004), e quanto maior essa área, maior o valor de conservação do fragmento.

5 CONCLUSÕES

Por meio do mapeamento dos fragmentos florestais e análise dos índices de ecologia da paisagem, pode-se concluir que:

Foram identificados 140 fragmentos florestais maiores que 10 ha no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó, totalizando 6,28% da área total analisada;

Os fragmentos florestais representativos da área capixaba do entorno do Parque Nacional do Caparaó, foram os fragmentos médios, entre 10 e 50 ha, indicando um alto grau de fragmentação florestal;

Os fragmentos florestais da classe muito grande apresentaram alta variabilidade nos valores de área dos fragmentos;

Os fragmentos florestais da região do entorno estão altamente isolados e com formas muito irregulares;

Os fragmentos da área de estudo estão sob alto efeito de borda.

6 REFERÊNCIAS

ALIANÇA PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. Disponível em: <<http://www.aliancamataatlantica.org.br/?p=2>>. Acesso em: 25 maio 2011.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do território) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Paraná, 2008.

ANDRADE L. A. **Classificação ecológica do território brasileiro situado a leste do meridiano de 44º oeste e ao norte do paralelo de 16º sul: uma abordagem climática**. 1998. 147 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

ATLAS DE ECOSSITEMAS DO ESPÍRITO SANTO. Vitória, ES: SEAMA, 2008. 504p.

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, 2008.

BRASIL. Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. **Diário Oficial da União**, 16 de set. 1965.

BRASIL. Lei 9.985 de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidade de Conservação. **Diário oficial da União**, Brasília, p.1, 19 jul. 2000. Seção I.

BRASIL. Resolução Conama 13 de 6 de dezembro de 1990. **Diário Oficial da União**, 7 de dez. 1990. Seção I.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Legislação Ambiental Brasileira**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 7 nov. 2010.

DRUMOND, M. A. **Prioridades para Investimento do Fundo para Áreas Protegidas da Mata Atlântica**. Relatório informativo do *Critical Ecosystem Partnership Fund* – CEPF. 2009. Disponível em: <www.cepf.net/Documents/Prioridades_de_Investimentos_IMAP.pdf>. Acesso e: 3 maio 2011.

FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected tree in central Amazonia. **Conservation Biology**, Washington, v. 20, n. 3, p. 243-246, 1997.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. **Bioscience**, California, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Willy e Sons, 619 p. 1986.

FRANCELINO, M. R.; CALDAS, A. J. F. S. Fragmentação florestal na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba: caracterização como subsídio à preservação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1, p. 160-170, 1998. Disponível em: <http://www.floram.org/volumes/vol16%20n2-2009/Vol16_no2_08A19.pdf>. Acesso em: 8 out. 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2005-2008. Relatório Parcial** Disponível em <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso em: 7 nov. 2010.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. *Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese*. In: ALIANÇA PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **State of the hotspots Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. 472 p. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. p. 3-12.

GUISARD, D. M. P. **Relatório de projeto de Iniciação Científica** – bolsa IBIC/CNPq do período de Agosto de 2005 à Julho de 2006, sob orientação de Dra. Tatiana Mora Kuplich, a Divisão de Sensoriamento Remoto (DSR). INPE, São José dos Campos, 2006.

HIGA, A. R.; DUQUE SILVA, L. Certificação da Produção de Sementes e Mudanças de Espécies Florestais Nativas. In: SILVA, L. D.; HIGA, A. R. **Pomar de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF, 2006. p. 65-77.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DESENVOLVIMENTO FLORESTAL – IBDF. **Os Parques Nacionais e Reservas Biológicas do Brasil**. Brasília, 1983. p. 32-35.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Unidades de Conservação do Brasil**. Vol. I – Parques Nacionais e Reservas Biológicas. Brasília, 1999. 7p.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL – INCAPER. **INCAPER: 10 anos de integração pesquisa-extensão – um ciclo virtuoso de investimentos e realizações**. 2010. (Informativo especial do Incaper, v. 1, n. 1).

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: < <http://www.icmbio.gov.br/>>. Acesso em: 23 abr. 2011.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. **Parque Nacional do Caparaó**. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www4.icmbio.gov.br/parna_caparao/>. Acesso em: 18 mar. 2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA - IPEMA. **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo**: cobertura florestal, unidades de conservação e fauna ameaçada. Vitória, 2004. 19p.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - IEMA. **Síntese dos encontros regionais realizados com os municípios do Estado do Espírito Santo**. Cariacica, 2005. 52p.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - IEMA. **Projeto Corredores Ecológicos**. Síntese do processo de definição e planejamento dos corredores prioritários no Espírito Santo. Cariacica, 2006. 28p.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. **Consequências genéticas da fragmentação sobre população de espécies arbóreas**. Série Técnica IPEF, v. 12, n. 32, p. 65-70, 1998.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 383-394.

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

KRAMER, E.A. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 1997. p. 386-399.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. Tradução: Hermann Kux, São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

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.

LAURENCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, California, v. 55, n. 1, p. 77-92, 1991.

LIMA, E. A. C. F. **Estudo da paisagem do município de Ilha Solteira-SP: subsídios para planejamento físico-ambiental**. 1997. 112 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

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. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed). **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. 1 ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1986, p. 257-285.

LOVEJOY, T. E. Foreword. In: SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. (Ed). **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**. 1. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1980. p. 5-9.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967. 203 p.

MCGARIGAL AND MARKS. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. For. Sci. Dep. Oregon State University. Corvallis Oregon 59 p.+ Append. 1995.

METZER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 423-453.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

METZGER, J. P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L. C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, São Paulo: USP, v. 25, n. 146, p. 62-64, 1999.

MISSIO, E.; TONIAL, T. M.; SANTOS, J. E.; HENKE-OLIVEIRA, C.; ZANG, N.; PIRES, J. S. R. Análise ambiental e dinâmica do uso da terra de unidades da paisagem para o manejo de bacias hidrográficas. In: SANTOS, J. E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J. S. R. **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção**. 1 ed. São Carlos, 2004. p. 211-232.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented Forest: implications for conservation. **Tree**, Columbia, v.36, n. 2, p. 58-62, 1995.

NASCIMENTO, H, E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonia**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NETO, S. N. O.; SILVA, J. A. Áreas protegidas e a produção de sementes florestais sob o ponto de vista legal. In: PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. et al. **Parâmetros Técnicos para produção de Sementes Florestais**. 1. ed. Seropédica: UFRRJ, 2007. p. 35-50.

OLIVEIRA NETO, S. N. de. **Classificação ecológica do território brasileiro localizado entre 16 e 24° latitude sul e 48 e 60° longitude oeste: uma abordagem climática**. 2000. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós – Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

OLIVEIRA, F. S. **Diagnóstico dos fragmentos florestais e das áreas de preservação permanente no entorno do parque Nacional do Caparaó, no estado de Minas Gerais**. 2006. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós – Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal de Viçosa, 2006.

ORLANDO, H. Unidades de conservação e manejo da zona de entorno. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 1, 1997, Curitiba. **Anais...**Curitiba: IAP, UNILIVRE, Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, v. 2, 1997.

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

PEREIRA, R. A. **Mapeamento e caracterização de fragmentos de vegetação arbórea e alocação de áreas preferenciais para sua interligação no Município de Viçosa, MG**. 1999. 236 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais Viçosa) – Programa de Pós – Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

PÉRICO, E.; CEMIN, G.; LIMA, D. F. B. DE; REMPEL, C. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de Sistema de Informações Geográficas e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. **Anais...** XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril, INPE, p. 2339-2346. 2005.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M.; DUQUE SILVA, L. Parâmetros Genéticos para colheita de Sementes de Espécies Florestais. In: Piña-Rodrigues, F. C. M. et al. **Parâmetros Técnicos para produção de Sementes Florestais**. 1. ed. Seropédica: UFRRJ, 2007. p. 51-99.

PIÑA-RODRIGUES, F. M. C, FREIRE, J. M. DUQUE SILVA, L. BREIER, T. B. Estado da arte da Produção de Sementes de Espécies Florestais na Mata Atlântica. In: Piña-Rodrigues, F. C. M. et al. **Parâmetros Técnicos para produção de Sementes Florestais**. 1. ed. Seropédica: UFRRJ, 2007. p. 11-33.

PIÑA-RODRIGUES, F. M. C; FREIRE, J. M. Palestra apresentada em evento da Rede de Sementes RIOESBA. Seropédica, 2002. Apresentação. In: **Parâmetros Técnicos**: importância e dificuldades.

PIRES, J. S. R. **Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural**: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP. 1995. 202 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós – Graduação, Universidade de São Carlos, São Carlos, 1995.

PIROVANI, D. B. **Fragmentação Florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, ES**. 2010. 121p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós – Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2010.

PORTAL DO CAPARAÓ. Parque Nacional do Caparaó – PARNA CAPARAÓ. Disponível em: <<http://www.portaldocaparao.com/parna.html>>. Acesso em: 7 mar. 2010.

RAMOS, F. N. **Polinização e qualidade de sementes produzidas por *Psychotria tenuinervis* (rubiacaceae) em fragmentos de Mata Atlântica**: efeito da distância de bordas antrópicas e naturais. 2004. 147 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programa de Pós – Graduação, Instituto de Biologia, Campinas, 2004.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; SIITONEN, E. J. M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385-403, 1998.

RODRIGUES, E. **Ecologia de fragmentos florestais no gradiente de urbanização de Londrina – Pr.** São Carlos, 102 f. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

SEAG, 1988 – Diagnóstico – **Estratégias de Ação**. Secretaria de Estado da Agricultura / Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo S.A. SEAG – Setor Florestal do Espírito Santo. Del Rey Serviços de Engenharia Ltda. 138p.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – **SEAMA**. Disponível em: <www.meioambiente.es.gov.br>. Acesso em: 15 nov. 2010.

SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: ALIANÇA PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **State of the hotspots Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional. 2005. 472p.

SILVA, M. B.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; NASCIMENTO, R. A. M. Estudo da topossequência da baixada litorânea fluminense: efeitos do material de origem e posição topográfica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 965-976, 2001.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto do Piracicaba, SP. **Revista Brasileira Biologia**, Viçosa, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.

THOMAZ, L. D. Diversidade: marca do Espírito Santo através da história. In: **Atlas de ecossistemas do Espírito Santo**. Vitória: SEMA: Viçosa: UFV, 2008. 504p.

TURNER, M. G. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200-209, 1996.

TURNER, M. G.; GARDNER, R.H. Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. **Springer-Verlag**, New York, 1990.

TURNER, M. G.; GARDNER, R.H. Quantitative methods in landscape ecology. **Springer-Ecological Studies**, New York, v. 82, 1991, 536 p.

UEZU, A. Uso do sistema de informações geográficas em Biologia da Conservação. In: CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 383-394.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p.113-118. (Trabalhos convidados).

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

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of Forest fragments in Brazilian Atlantic Moist Forest. In: SCHELLAS, J. GREENBERG, R. (Ed). **Forest patches in Tropical Landscapes**, Washington, p. 151-167, 1996.

VIANA, V. M.; TABANEZ, J. A.; MARTINS, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 1992, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: Instituto Florestal/Secretaria do Meio Ambiente, 1992. p. 400-406.

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

ZAÚ, A. S. A Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 5, p. 160-170, 1998.