

LEANDRO CALEGARI

**ESTUDOS SOBRE BANCO DE SEMENTES DO SOLO, RESGATE DE
PLÂNTULAS E DINÂMICA DA PAISAGEM PARA FINS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL, CARANDAÍ, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

C148e
2009

Calegari, Leandro, 1979-

Estudos sobre bancos de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG / Leandro Calegari.

– Viçosa, MG, 2009.

x, 158f.: il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexo.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 137-156.

1. Restauração ecológica - Carandaí, MG. 2. Ecologia das florestas tropicais. 3. Banco de sementes. 4. Mudas. 5. Paisagem - Carandaí, MG. 6. Revegetação. 7. Florestas tropicais - Conservação. 8. Carandaí, MG. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDO adapt. CDD 22.ed. 634.918

LEANDRO CALEGARI

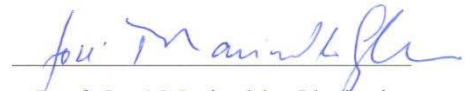
**ESTUDOS SOBRE BANCO DE SEMENTES DO SOLO, RESGATE DE
PLÂNTULAS E DINÂMICA DA PAISAGEM PARA FINS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL, CARANDAÍ, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.


APROVADA: 22 de junho de 2009.



Prof. Elias Silva
(Co-orientador)



Prof. José Marinaldo Glerfani
(Co-orientador)



Prof. Aderbal Gomes da Silva



Prof. Andreza Viana Neri



Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e à FAPEMIG, pela oportunidade concedida e pelo apoio financeiro.

Ao meu orientador, Sebastião Venâncio Martins, pela confiança depositada, amizade, oportunidade, paciência, dedicação e profissionalismo; também por suas demonstrações de conduta, objetividade e segurança no decorrer de aulas e trabalhos, que levarei como exemplo para a docência.

Aos meus co-orientadores José Marinaldo Gleriani e Elias Silva, pela paciência, ensinamentos, sugestões, correções e atenção que me dispensaram.

Aos demais funcionários do DEF, especialmente à Ritinha e ao Fred, pelo profissionalismo e ajuda em todas as etapas do curso. Também aos funcionários do viveiro de produção de mudas, especialmente ao Magela.

À empresa Cimento Tupi S.A. (Carandaí, MG) pelo financiamento do projeto de restauração florestal. Ao engenheiro químico Luiz Carlos Busato, pela amizade e apoio ao projeto. À Sociedade de Investigações Florestais (SIF) pela viabilização do convênio com a Cimento Tupi S.A.

Aos profissionais que auxiliaram na identificação das espécies, tanto arbóreas quanto herbáceas: Sebastião V. Martins, Seu Luiz, Márcio L. Batista e Virginia Londe.

Aos amigos e colegas que “pegaram no pesado” na primeira etapa do trabalho de campo: Daniel Stefanello, Sustanis Kunz, Tiago (Sorriso) e Diego. Ao professor Helio G. Leite e à doutoranda Fabrina B. Martins pelo auxílio na parte estatística.

À Carina Cristina Agnes, por todo amor, companheirismo, dedicação e pela paciência em me esperar, compreendendo que a ausência em muitos momentos se faz necessária e acreditando que isso nos será recompensado. À minha futura sogra Terezinha Agnes, José Agnes (*in memoriam*), ao Seu Eugênio e ao Felipe.

Aos meus pais, Fiorentina e Fiorentino, e às minhas irmãs e irmãos, Elenir, Marilene, Gilmar, Vilnei e Lizandro, obrigado por tudo que me ajudaram e proporcionaram.

De forma muito especial, meu agradecimento fraterno aos colegas e amigos Diego M. Stangerlin, Rafael R. de Melo, Darci A. Gatto e Marcos T. Muller.

A todas as demais pessoas que contribuíram para a realização deste estudo e que, de alguma forma, estiveram presentes em minha vida durante esses três anos de doutorado.

BIOGRAFIA

LEANDRO CALEGARI, filho de Fiorentina Rossini Calegari e Fiorentino João Calegari, nasceu no atual município de São João do Polêsine, RS, em 05 de janeiro de 1979. Coursou o ensino fundamental nas escolas La Salle e João XXIII, localizadas na mesma cidade. Concluiu o ensino médio no colégio Dom Antônio Reis, município de Faxinal do Soturno, RS.

Graduou-se em Engenharia Florestal em 2003, pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS. Pela mesma instituição, obteve também o título de Mestre em abril de 2006, área de Tecnologia de Produtos Florestais.

Iniciou o curso de Doutorado em Ciência Florestal (área de Silvicultura, subárea Ecologia Florestal) em maio de 2006 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, concluindo os requisitos indispensáveis para o título de Doutor em 2009.

SUMÁRIO

RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E AS MÉTRICAS DA PAISAGEM.....	4
2.1.1 Fragmentação florestal e suas conseqüências	4
2.1.2 Ecologia da Paisagem e importância.....	8
2.1.3 Elementos da paisagem.....	10
2.1.4 Ferramentas de geoprocessamento na Ecologia da Paisagem.....	11
2.1.5 O <i>software</i> Fragstats e as métricas da paisagem	17
a) Métricas de área	19
b) Métricas de fragmentos ou densidade	19
c) Métricas de borda	20
d) Métricas de forma	20
e) Métricas de área central	21
f) Métricas de proximidade e isolamento	22
2.1.6 Principais métricas utilizadas.....	23
2.1.7 Fatores que influenciam as métricas	30
2.2 BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	32
2.2.1 Fatores que influenciam o banco de sementes	32
a) Chuva de sementes e dispersão	33
b) Patógenos e predação	35
c) Luz, temperatura e água	36
d) Fatores antrópicos	39
e) Efeitos do fogo	40
2.2.2 Função do banco de sementes na recuperação de áreas degradadas.....	44
2.3 RESGATE DE INDIVÍDUOS DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS	46
2.3.1 Estado da arte	46
2.3.2 Técnica de resgate das plântulas	49
2.3.3 Fatores que influenciam o resgate das plântulas.....	50

3. CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS (1984 - 2007), MUNICÍPIO DE CARANDAÍ, MINAS GERAIS.....	55
3.1 INTRODUÇÃO	56
3.2 OBJETIVOS.....	57
3.2.1 Objetivo geral.....	57
3.2.2 Objetivos específicos	57
3.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
3.3.1 Área de estudo.....	58
3.3.2 Processamento das imagens	58
3.3.3 Descrição quantitativa da estrutura da paisagem	59
3.3.4 Análise dos dados.....	65
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
3.4.1 Métricas de área	66
3.4.2 Métricas de fragmentos ou densidade.....	69
3.4.3 Métricas de borda.....	70
3.4.4 Métricas de forma	72
3.4.5 Métricas de área central	75
3.4.6 Métricas de proximidade e isolamento	80
3.5 CONCLUSÕES.....	84
4. CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA FINS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM CARANDAÍ, MG.....	85
4.1 INTRODUÇÃO	86
4.2 OBJETIVOS.....	88
4.2.1 Objetivo geral.....	88
4.2.2 Objetivos específicos	88
4.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	89
4.3.1 Área de estudo.....	89
4.3.2 Metodologia	89
4.3.3 Análise dos dados.....	92
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	93
4.4.1 Análise geral.....	93
4.4.2 Germinação de indivíduos de braquiária (<i>Urochloa decumbens</i>).....	93

4.4.3 Espécies germinadas no banco de sementes, exceto indivíduos de <i>Urochloa decumbens</i>	94
4.4.4 Análise das espécies arbóreas germinadas no banco de sementes do solo	99
4.5 CONCLUSÕES	102
5. CAPÍTULO 3 - PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS VIA RESGATE DE PLÂNTULAS	103
5.1 INTRODUÇÃO	104
5.2 OBJETIVOS.....	106
5.2.1 Objetivo geral.....	106
5.2.2 Objetivos específicos	106
5.3 MATERIAL E MÉTODOS	107
5.3.1 Origem das plântulas.....	107
5.3.2 Coleta e condução das plântulas	107
5.3.3 Análise dos dados.....	110
5.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	112
5.4.1 Informações quanto aos indivíduos resgatados.....	112
5.4.2 Informações quanto à sobrevivência.....	114
5.4.3 Análise da sobrevivência por classe de altura.....	122
5.4.4 Análise do crescimento dos indivíduos sobreviventes.....	123
5.4.5 Condição foliar dos indivíduos sobreviventes	128
5.5 CONCLUSÕES.....	133
6. CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	134
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	137
8. ANEXO	157

RESUMO

CALEGARI, Leandro. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Junho, 2009. **Estudos sobre banco de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Co-orientadores: José Marinaldo Gleriani e Elias Silva.

Observando-se a necessidade de novas metodologias que permitam que áreas restauradas se consolidem no tempo, realizaram-se alguns estudos ecológicos em uma propriedade rural, localizada no município de Carandaí, Estado de Minas Gerais, Brasil, os quais foram organizados em capítulos: 1) caracterização dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária localizada dentro e no entorno da propriedade; 2) avaliação do banco de sementes do solo; e 3) resgate de plântulas arbustivo-arbóreas. A aplicação de uma correta gestão ambiental, favorecendo a conservação e restauração em áreas degradadas, é favorecida pelo prévio conhecimento dos fragmentos florestais existentes nas propriedades rurais. Utilizando-se os *softwares* Spring e Fragstats, caracterizou-se a dinâmica da paisagem, com ênfase nos fragmentos florestais, considerando sua evolução durante o período de 1984 a 2007. Concluiu-se que ocorreu progressivo aumento na área total de floresta nativa devido ao surgimento de novos fragmentos, sendo que a área individual de cada fragmento apresentou tendência de redução, o que proporcionou aumento da área de borda, reduzindo a porcentagem total de cada fragmento que é área central. Apesar da vantagem de predominância de fragmentos de formas geométricas simples, com redução do efeito de borda, a qualidade da paisagem apresentou-se comprometida por ser constituída predominantemente por pequenos fragmentos. Os fragmentos florestais mostraram-se ainda muito distanciados entre si (mais que 200 metros), apresentando pequena tendência de aglomeração (reflexo do aumento do número de fragmentos), porém, ainda insuficiente. Portanto, apesar de a cobertura de floresta nativa ter apresentado aumento de área total, de modo geral, esta perdeu em qualidade no intervalo de tempo estudado. O conhecimento do banco de sementes do solo fornece informações essenciais sobre o potencial de regeneração de determinada área, permitindo que se façam inferências sobre a sua restauração. Por meio de 20 parcelas de dimensões 25 x 25 cm e 5 cm de profundidade, foram coletadas amostras de solos de diferentes situações ambientais (pasto limpo, pasto sujo, capoeira, eucalipto e mata) identificadas na propriedade rural. O material coletado

foi colocado para germinar em casa de vegetação e analisado durante oito meses, sendo avaliadas a composição e a densidade das espécies (herbáceas, sub-arbustivas, arbustivas e arbóreas). As situações ambientais apresentaram diferentes expressões de regeneração natural. O pasto sujo foi a situação que apresentou maior número de indivíduos herbáceos regenerantes, o que o torna mais problemático para fins de restauração florestal. Todas as situações ambientais apresentaram banco de sementes de plântulas arbustivo-arbóreas, o que poderá auxiliar no processo de restauração. Entretanto, o sucesso desta atividade estará diretamente vinculado às atividades de controle de competidores, principalmente de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, gramínea reconhecidamente agressiva que germinou amplamente em todas as situações ambientais. Devido à ausência de espécies de estádios finais de sucessão no banco de sementes no solo, deverá haver outras intervenções complementares, como plantio de mudas, semeadura direta de espécies arbóreas e/ou implantação de poleiros artificiais para acelerar a sucessão vegetal. A técnica do resgate de plântulas é uma alternativa para minimizar o problema da perda de diversidade biológica nos projetos de restauração de áreas degradadas. Para avaliar esta técnica, plântulas foram resgatadas de dois fragmentos florestais com diferentes estádios de sucessão ecológica (média e inicial). Indivíduos com até 60 cm de altura foram transplantados para viveiro e avaliados durante seis meses. Foi resgatado um total de 966 indivíduos, identificados em 26 famílias e 70 espécies, com maior porcentagem destas observada no fragmento com estágio sucessional mais avançado. A taxa média de sobrevivência foi de 79,3%, diferindo estatisticamente entre os fragmentos, altura dos indivíduos e espécies. Indivíduos provenientes do fragmento de estágio inicial, assim como os de altura inferior a 40 cm, se caracterizaram pela maior taxa de sobrevivência. Algumas espécies se destacaram por apresentar maior crescimento em altura, assim como outras pela perda de suas folhas após o transplante, com posterior rebrota. Principalmente espécies pioneiras, além de algumas não-pioneiras, demonstraram alta sobrevivência, muitas comumente não encontradas nos viveiros florestais e, conseqüentemente, também ausentes nos projetos de restauração. Essas informações são importantes na definição de estratégias para promover a conectividade dos fragmentos florestais dentro da propriedade da Cimento Tupi S.A. e no seu entorno.

ABSTRACT

CALEGARI, Leandro. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June, 2009. **Studies on soil seed bank, rescue of shoots and dynamics of the landscape for forest restoration purposes, Carandaí, MG.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Co-advisers: José Marinaldo Gleriani and Elias Silva.

As a consequent of the need for new methodologies that allow restored areas to be consolidated in due course, a series of ecological studies were carried out at a rural property, situated in the municipal district of Carandaí, Minas Gerais, Brazil. This dissertation is organized in terms of the following chapters: 1) characterization of the patches of a secondary Seasonal Semidecidual Forest located inside and around the rural property; 2) evaluation of the soil seed bank; and 3) rescue of shrub and tree shoots. The application of an appropriate environmental administration, one that favors the conservation and restoration of depleted areas, is favored by extant knowledge on existing forest patches in rural properties. By using the programs *Spring* and *Fragstats*, the dynamics of the landscape was characterized with emphasis on the forest patches and its evolution from the period 1984-2007. It may conclude that progressive increases in the total area of native forest occurred due to the appearance of new patches, and the individual area of each patch presented a tendency at reduction, which provided for an increase of the edge area and reduced the total percentage of each patch that made up the core area. Despite the advantage of the predominance of patches in simple geometric ways, with a reduction of the edge effect, the quality of the landscape was threatened because it was predominantly made up of small patches. The forest patches were still distant enough from each other (by more than 200 meters) that they presented a small tendency to merge (the result of the increase in the number of patches), which was, nevertheless, still insufficient. Therefore, although the covering of native forest has shown an increase in the total area in general, it lost quality during the period studied. The knowledge regarding the soil seed bank provides important information about the potential for the regeneration of a particular area, allowing one to draw some inferences about its restoration. Taking into account 20 plots, 25 x 25 cm and 5 cm deep, samples of soils from different environmental situations were gathered (clean pasture, dirty pasture, coppice, eucalyptus, and forest). The material collected was put to germinate in a vegetation shed and analyzed during eight months, with the composition and the density of the species (herbaceous, subshrubby, shrubby, and arboreal) evaluated. The

environmental situations presented different manifestations of natural regeneration. The dirty pasture was the situation that presented the largest number of regenerating herbaceous trees, which makes it more problematic for forest restoration. All the environmental situations presented banks of seeds of tree and shrub shoots, which can help in the restoration process. However, the success of this activity will be tied directly to the activities of the control of competing seeds, mainly of *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, an aggressive grass that germinated in every environmental situation. Due to the absence of species in a final succession stage in the seed bank in the soil, there might have been other accompanying interventions, such as the planting of seedlings, the direct sowing of arboreal species, and/or the implantation of artificial galleries to accelerate the vegetable succession. The technique of rescuing shoots is an alternative for reducing the problem of the loss of biological diversity in the projects of restoration of depleted areas. To evaluate this technique, shoots were rescued from two forest patches with different stages of ecological succession (average and initial). Trees 60 cm in height or less were transplanted to forest nurseries and evaluated during six months. A total of 966 specimens were rescued, identified as belong to 26 families and 70 species, with a larger percentage observed in the patches with a more advanced stage of succession. The average rate of survival was 79.3%, differing statistically among patches, specimen height and species. Specimens from the initial stage patch, as well as the ones less than 40 cm in height, were characterized by the highest survival level. Some species were notable for presenting a larger growth in height, as well as others for the loss of their leaves after the transplant, with subsequent sprouting. Mainly pioneer species, in addition to some non-pioneers, demonstrated high survival rates, many commonly not found in forest nurseries and, consequently, also absent in the restoration projects. These informations are important for the formulation of strategies to promote the connectivity of the forest patches on and around the property of Cimento Tupi S.A.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A situação atual sobre a restauração florestal de áreas degradadas no Brasil é muito preocupante. Há muitas barreiras a serem vencidas para que programas efetivos de restauração florestal sejam implantados com sucesso. Uma das mais preocupantes é a ausência de sementes e mudas para reflorestamentos heterogêneos em todos os Estados do Brasil. A diversidade de espécies a serem produzidas agrava ainda mais esta situação. Outros entraves importantes são os altos custos dos reflorestamentos e a necessidade de novos modelos para situações diversas.

Investigações científicas desenvolvidas pelo Instituto de Botânica de São Paulo constataram uma situação preocupante em relação à perda de diversidade biológica e ao declínio dos reflorestamentos induzidos nos últimos 15 anos neste Estado. Cerca de 80% das áreas investigadas encontraram-se em declínio, todas relacionadas com a baixa diversidade específica. Ainda, consultando 70 viveiros, foi constatado que a maioria deles concentra suas produções nas mesmas 30 espécies, o que explica o uso da baixa diversidade florística e genética dos povoamentos induzidos. Essa razão levou a Secretaria do Meio Ambiente (SMA) de São Paulo a editar a Resolução SMA nº. 21, de 21 de novembro de 2001, posteriormente aperfeiçoada pelas Resoluções SMA nº. 47, de 26 de novembro 2003, e SMA nº. 48, de 21 de setembro de 2004, que estabelecem critérios mínimos para projetos de reflorestamentos, estimulando investimentos em produção de mudas de espécies diferenciadas e ameaçadas (BARBOSA, 2007).

Devido a não consideração dos atuais aspectos ecológicos que regem a organização florística e estrutural das populações de plantas ao longo do tempo, inúmeros projetos de recuperação de áreas degradadas com base apenas em técnicas silviculturais e agrônômicas de plantio de mudas de poucas espécies arbóreas (inclusive exóticas e até gramíneas) mostraram-se ineficientes para resgatar a integridade dos ecossistemas e garantir sua sustentabilidade, e por isso têm sido substituídos por modelos e técnicas de restauração florestal com base no paradigma contemporâneo (MARTINS *et al.*, 2007).

A degradação ambiental, causada principalmente pela pressão antrópica, tem se tornado um grande problema no mundo inteiro. Uma das formas dessa degradação consiste no processo de fragmentação de habitats, considerado uma das maiores causas da atual perda de diversidade biológica no planeta (BOSCOLO, 2007). Estudos em

paisagens fragmentadas exigem domínios de alguns métodos de trabalho totalmente divergentes em sua origem (levantamento da vegetação, geoprocessamento, levantamentos históricos, etc.). A Ecologia da Paisagem, campo recente de estudos, permite entender o desenvolvimento de paisagens desde a sua estrutura e funcionamento até as mudanças ocorridas (ODUM & BARRETT, 2007). Diversas métricas ou índices de paisagem (área total, área central, forma, distância entre fragmentos, etc.) e alguns programas computacionais (*softwares*) foram desenvolvidos para auxiliar estudos da Ecologia da Paisagem, sendo o Fragstats (MCGARIGAL *et al.*, 2002) um dos mais conhecidos.

A caracterização das paisagens fragmentadas e a quantificação de suas estruturas possibilitam contextualizar a distribuição espacial de seus elementos e determinar as alterações resultantes desse processo que, por sua vez, permitem o melhor direcionamento das ações de conservação e preservação dos recursos florestais (ALBANEZ, 2000).

A razão principal da avaliação do banco de sementes do solo é a busca do conhecimento sobre a regeneração natural e sua dinâmica para avaliar o potencial de auto-recuperação de ecossistemas submetidos a perturbações naturais ou antrópicas. Uma vez que a análise do banco de sementes identifica as diferentes expressões de regeneração natural, o qual dependerá de variados fatores (histórico de ocupação/exploração, proximidades de fontes de propágulos, uso atual, localização etc.); a identificação das espécies (desejáveis e indesejáveis) presentes em cada situação ambiental é importante para definir diferentes metodologias de restauração para cada caso. Através da avaliação do banco de sementes nas diferentes situações ambientais, é possível identificar locais em que, por exemplo, apenas o isolamento dos fatores de degradação garantiria a regeneração florestal. Em situações contrárias (áreas onde o banco de sementes não se apresenta promissor), devem ser indicadas outras intervenções complementares, como práticas de enriquecimento e reintrodução de espécies através de sementes e mudas (NAVE, 2005; VIANI, 2005; MARTINS *et al.*, 2007). O conhecimento da expressão do banco de sementes também é importante para a estimativa de futuras infestações de espécies agressivas, que poderão comprometer a restauração (SOUZA, 2003; BATISTA NETO, 2005).

Nos casos em que a implantação de empreendimentos envolve a retirada de cobertura vegetal remanescente, uma das possíveis medidas mitigadoras a ser usada é o resgate de indivíduos da flora (plântulas, jovens ou até indivíduos adultos) existentes no

local Atualmente, essa técnica somente é permitida por órgãos licenciadores em remanescentes florestais que serão suprimidos, devendo ser usada como técnica complementar da produção oriunda de sementes. Existem poucos trabalhos na literatura científica que relatam o resgate de plântulas de espécies tropicais para a restauração florestal. Trata-se de um método de grande importância, não apenas para constituição da diversidade necessária em um programa de restauração, mas pela possibilidade de conservação do material genético que seria suprimido (NAVE, 2005). Em comparação ao método tradicional de coleta de sementes, o transplante de plântulas resgatadas dispensa as etapas de coleta de sementes, beneficiamento, armazenamento, germinação e desenvolvimento da plântula até o tamanho ideal para sua repicagem. Essas etapas geralmente são complicadas e onerosas, devido à falta de informações das matrizes, maturação dos frutos, técnica de beneficiamento, armazenamento e quebra de dormência. Isso faz com que a diversidade de espécies encontradas na maioria dos viveiros ainda seja muito baixa em relação à exigida pela legislação (BRITO & MARTINS, 2007).

Neste sentido, esta Tese de Doutorado apresentou como objetivo geral desenvolver e refinar novas ações de restauração para a formação de florestas nativas que possam, combinadas a outras ações, servir para a solução de casos reais de degradação. Para isso, realizaram-se alguns estudos ecológicos em uma propriedade rural pertencente à empresa Cimento Tupi S.A., localizada no município de Carandaí, Estado de Minas Gerais, Brasil, os quais foram organizados em capítulos: 1) caracterização dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária localizada dentro e no entorno da propriedade; 2) avaliação do banco de sementes do solo; e 3) resgate de plântulas arbustivo-arbóreas. A partir desses estudos, foram sugeridas metodologias mais eficientes de restauração, em termos de sucesso e custo, de acordo com as situações ecológicas, econômicas e sociais encontradas na área a ser restaurada.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Fragmentação florestal e as métricas da paisagem

2.1.1 Fragmentação florestal e suas conseqüências

Diferentes padrões de remoção de habitat podem levar a organizações espaciais distintas dos remanescentes. Enquanto que a simples perda de habitat conduz apenas a uma diminuição em sua área total, a fragmentação leva a sua subdivisão, criando fragmentos ainda menores e isolados entre si (Figura 1). Em ambientes naturais, ambos os processos costumam ocorrer de forma conjunta (BOSCOLO, 2007).

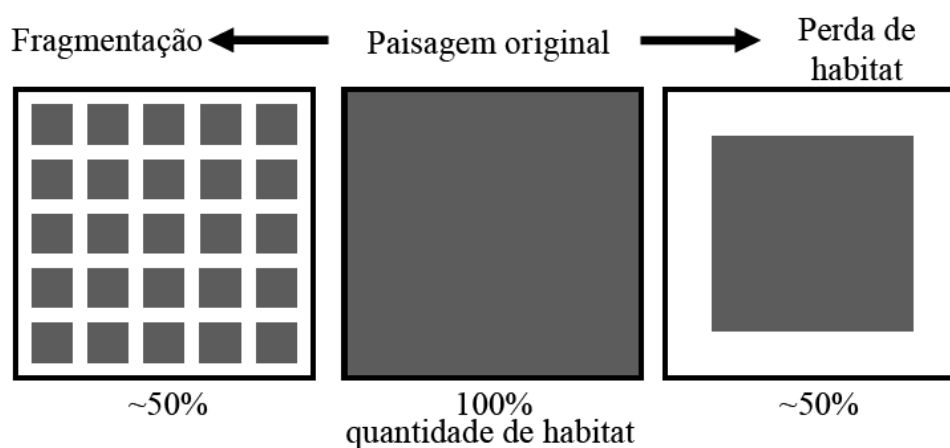


FIGURA 1: Processos de fragmentação e perda de habitat de ambientes naturais. Fonte: Boscolo (2007).

A fragmentação de habitat figura como uma das mais graves ameaças à manutenção dos ecossistemas e da diversidade biológica da atualidade. Caracteriza-se pela ruptura de uma unidade da paisagem, que inicialmente apresentava-se sob forma contínua, surgindo, assim, parcelas menores com dinâmicas diferentes das existentes no ambiente original. Essas parcelas tornam-se desconectadas do funcionamento biológico da paisagem, apresentando diferentes tamanhos e com conseqüências negativas para as populações de espécies que ali habitam (ALMEIDA, 2008).

Algumas das conseqüências da fragmentação florestal são as alterações do microclima dentro e ao redor do remanescente e o isolamento das populações vegetais. Polinização e dispersão são pontos críticos na fragmentação, pois eles afetam

diretamente a reprodução e sucessão de plantas, e em espécies tropicais eles usualmente envolvem interações diretas com animais (SILVA & TABARELLI, 2000).

A fragmentação pode proporcionar diminuição direta do número de indivíduos de uma população. A população remanescente então passa a ter um tamanho menor que o mínimo adequado para que o mesmo possa ter sua continuidade e evolução normal. Nessa população pequena, pode ocorrer, em curto prazo, deriva genética, o que significa ter as freqüências de seus genes afastadas daquela da população original. Pode haver ainda aumento da endogamia, decorrente da maior probabilidade de autofecundação e acasalamento entre indivíduos aparentados (BASILE, 2006).

Existe controvérsia quanto ao tamanho e ao número de fragmentos ideais para manutenção da diversidade biológica. De modo geral, o número de indivíduos e a riqueza de espécies decrescem com a redução na área ou no tamanho do fragmento. No entanto, Tocher *et al.* (1997), estudando o comportamento da população de sapos na Amazônia brasileira (fragmentos de 1 a 100 ha, após 7 anos de isolamento), verificaram considerável aumento no número de espécies com redução na área do fragmento. Explicaram este comportamento como resultado da invasão de espécies associada a habitats modificados, adjacentes aos fragmentos.

Um dos efeitos mais evidentes oriundos do processo de fragmentação florestal é o efeito de borda. Efeito de borda pode ser definido como uma zona ecótone, resultado da interação de ecossistemas, o florestal e o adjacente, separados por uma transição abrupta (MURCIA, 1995). A profundidade de borda tem sido discutida entre os estudiosos, sem resultados conclusivos até o momento. Sabe-se que a borda é uma zona na qual as alterações acontecem de forma brusca, alterando fluxos ecológicos como nutrientes, matéria orgânica, entrada de luz e organismos (WIENS *et al.*, 1985).

Em relação à floresta contínua, as bordas de fragmentos florestais estão expostas a ventos, luminosidade aumentada e eventual passagem de fogo. Segundo Laurance & Bierregaard (1997), essas variações climáticas atingem aproximadamente 30 m de borda do fragmento. Waldhoff & Viana (1993), trabalhando com fragmentos da Floresta Atlântica em Linhares, ES, concluíram que os efeitos de borda atingem 50 m de fragmento adentro, podendo chegar a 100 m. Primack & Rodrigues (2001) relataram alterações em déficit de pressão de vapor e na composição florística em largura de 35 m da borda para a Floresta Estacional Semidecidual no Paraná. Kapos (1989) verificou aumentos de temperatura e déficit de pressão de vapor em faixa de borda de pelo menos 60 m de largura de fragmento florestal na Amazônia. Conforme Dias *et al.* (2000), há

um aumento de espécies vegetais generalistas em fragmentos sob efeito de borda, uma vez que essas espécies possuem uma excelente habilidade de dispersão e são capazes de invadir e colonizar habitat em distúrbio, sendo atraídas para a borda e podendo até penetrar no núcleo dos fragmentos.

Não só o efeito de borda é consequência do processo de fragmentação, mas também o tamanho, forma, posição na paisagem e conectividade dos fragmentos florestais.

O isolamento ao qual os fragmentos são submetidos tem efeito negativo sobre a riqueza de espécies, diminuindo o potencial de imigração ou recolonização. A área mínima viável do remanescente para a sobrevivência dos indivíduos varia de acordo com a espécie focalizada. As espécies que conseguem se manter nos fragmentos tendem a tornar dominantes, diminuindo a riqueza biológica (ALMEIDA, 2008).

Valente (2001) observou que a cana-de-açúcar, por utilizar sistema de manejo baseado no fogo, contribui para o aumento do efeito de borda em fragmentos de floresta. Outro ponto negativo citado pela autora é o fato de essa cultura agrícola se constituir de uma vegetação de baixa porosidade, uma vez que inibe a dispersão de sementes e o trânsito de animais, fatores importantes para a conexão florestal.

Portanto, o tipo de vizinhança é outro fator importante a ser analisado nos fragmentos florestais remanescentes, devendo ser cuidadosamente verificado no diagnóstico ambiental de reservas naturais. Conforme o uso da terra, algumas áreas podem constituir barreiras ao deslocamento de espécies animais, serem fonte de propágulos invasores, fonte de poluentes e modificadores do clima (BASILE, 2006).

A forma dos fragmentos também é importante no estudo da dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais. Os efeitos da forma dos fragmentos florestais sobre a diversidade biológica podem ser tão marcantes quanto o seu tamanho. Ainda, fragmentos de forma circular são menos afetados pelos efeitos de borda e pelo grau de isolamento. Pereira (1999), trabalhando com fragmentos florestais do Município de Viçosa, MG, notificou tendência de aumento do fator de forma com o crescimento da área em todos os tipos de fragmentos de vegetação arbórea estudados.

O grau de isolamento, que pode ser entendido como a média das distâncias até o vizinho mais próximo, afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais. A habilidade das espécies em colonizar um dado fragmento depende da distância deste às outras áreas-fonte, sejam elas outros fragmentos ou áreas de habitat contínuas. No entanto, o conceito de distância e

isolamento deve ser usado com cautela por três razões: há grande variação na mobilidade das espécies; há espécies que são migratórias e outras que são sedentárias; e por último existem diferentes características quanto à especificidade de habitat e grau de endemismo que determinadas espécies possuem. A conectividade, por sua vez, é definida por Urban & Shugart (1986) como sendo a capacidade de a paisagem facilitar o fluxo biológico de organismos, sementes e grãos de pólen. Essa propriedade da paisagem é muito importante, visto que a sobrevivência de determinadas espécies depende de sua habilidade de se deslocar entre os habitats presentes na paisagem (WIENS *et al.*, 1997).

A estratégia inicial de conservação de Unidades de Conservação (UCs) do IBAMA era baseada em reservas isoladas, o que comprometia o fluxo gênico entre populações de certas espécies. Isso porque o isolamento tende a promover, a médio e longo prazo, o aparecimento de genes deletérios e, conseqüentemente, potencializar a extinção local. Tendo em vista a baixa eficiência ecológica das áreas protegidas que, na grande maioria, se encontravam sob os efeitos negativos do isolamento, o referido órgão redirecionou as ações de conservação. A nova estratégia de trabalho baseia-se na busca pela conectividade entre as UCs por meio da implantação de corredores biológicos (ALMEIDA, 2008).

Remanescentes florestais vizinhos a áreas de infra-estrutura rural ou urbana estão mais sujeitos a perturbações advindas de queimadas, caça de animais, poluição sonora causada por máquinas e veículos, presença de lixo, contato com animais domésticos e extração de madeira. Áreas agrícolas tornam os ambientes naturais sujeitos às perturbações decorrentes do uso de agrotóxicos que podem contaminar o ambiente, além da constante movimentação de máquinas pesadas, que afugentam a fauna e aumentam o risco de queimada pelo uso do fogo. As estradas e aceiros, embora constituam uma proteção contra incêndios, impedem que as reservas de florestas nativas aumentem de tamanho (BASILE, 2006).

Portanto, a fragmentação do habitat resulta em um mosaico de paisagem dominada por mudança no tamanho, na forma e na freqüência dos elementos da paisagem (manchas ou fragmentos, corredores e matriz). Tais mudanças, resultantes da fragmentação do habitat causada tanto por processos naturais como pela ação humana, têm afetado a abundância e a diversidade das plantas e dos animais, o número de espécies de borda em relação ao número de espécies de interior e mudanças nos

processos evolutivos (ODUM & BARRETT, 2007). A consequência final do processo de fragmentação é a redução da biodiversidade.

2.1.2 Ecologia da Paisagem e importância

No contexto da alta fragmentação, os remanescentes de mata nativa armazenam em seu histórico um papel significativo, pois são considerados áreas-fonte para recolonização de plantas e animais, que rapidamente se extinguem em cenários muito fragmentados. Considerando a importância desses fragmentos, a Ecologia da Paisagem - uma área de conhecimento recente que, dentre outras finalidades, procura estudar os processos que ocorrem em mosaicos antropizados - tem recebido contribuição de diversas áreas da ciência, identificando os principais impactos locais sobre a paisagem, com o objetivo principal de reabilitar as funções dos ecossistemas degradados (BASILE, 2006).

A Ecologia da Paisagem tem sua origem na geografia e na ecologia. O termo parece ter origem no final da década de 30, enquanto o biogeógrafo alemão Carl Troll estudava os problemas do uso das terras e o desenvolvimento do Oeste da África, imaginando o grande potencial que as fotografias aéreas teriam nos estudos da paisagem. Este campo de estudo tornou-se amplamente reconhecido na Europa central na década de 1960. Na América do Norte, a Ecologia da Paisagem teve início durante a década de 80, sendo o ano de 1986 marcado pela publicação do clássico livro *Landscape Ecology*, de Forman e Godron (ODUM & BARRETT, 2007).

Apesar de ter sido descrito pela primeira vez por Troll, em 1930, o termo foi posteriormente adaptado por diversos autores, podendo ser utilizado o conceito descrito por Valente & Vettorazzi (2002): “Ecologia da Paisagem é o estudo que trata das relações entre padrões espaciais e processos ecológicos, utilizando-se de uma série de métricas ou índices de paisagem, que permite a comparação entre paisagens, a identificação das principais diferenças e a determinação das relações entre os processos funcionais e os padrões espaciais das paisagens”. A Ecologia da Paisagem é largamente fundada na premissa de que os elementos de paisagem (*patches* = fragmentos, manchas, pedaços, partes, remendos, pequenos polígonos) influenciam fortemente os processos ecológicos (VOLOTÃO, 1998).

A maioria dos estudos de fragmentos florestais tem sido fundamentada na teoria da biogeografia de ilhas, desenvolvida por McArthur & Wilson (1967), segundo a qual

o número de espécies de um ecossistema isolado sofre diminuição exponencial associada à diminuição da sua área e à redução das relações interespecíficas.

As ilhas têm fascinado biólogos, geógrafos e ecólogos desde que Charles Darwin visitou as Ilhas Galápagos. Também ficou aparente que as manchas de paisagem no continente provavelmente funcionam como ilhas dentro do mosaico de paisagem. As manchas, que variam em tamanho (grande e pequena) e em distâncias (próximas ou distantes), se ajustam na teoria da biogeografia de ilhas. Enunciada de forma simples, a teoria da biogeografia de ilhas considera que o número de espécies em uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre a imigração de novas espécies e a extinção daquelas já presentes. Como as taxas de imigração e extinção dependem do tamanho das ilhas e de sua distância do continente, um equilíbrio geral pode ser atingido. Por exemplo, uma mancha de floresta pode estar localizada em um “mar” de áreas de cultivo agrícola, isolada de outras manchas na paisagem. O efeito do tamanho e do isolamento da mancha parece ter influência pronunciada na natureza e na diversidade das espécies dentro dessas manchas de paisagem (ODUM & BARRETT, 2007).

O conhecimento da paisagem, que pode ser analisada utilizando uma escala temporal (quando se compara a situação de determinada área ao longo do tempo) ou uma escala espacial (quando se analisa a estrutura da distribuição dos seus componentes), vem sendo integrada aos processos de planejamento de uso da terra e tomada de decisão há várias décadas (ALBANEZ, 2000).

Quando uma área de preservação deve ser talhada de uma matriz de paisagens homogêneas, os seguintes princípios de paisagem são freqüentemente utilizados no projeto de preservação a fim de reduzir os efeitos de borda sobre os processos ecológicos (ODUM & BARRETT, 2007):

- Uma mancha grande é melhor que várias manchas pequenas com a mesma área total;
- Os corredores que conectam manchas isoladas são preferíveis a uma ausência total de corredores;
- Manchas circulares ou quadradas que maximizam a relação área-perímetro são preferíveis a manchas retangulares e prolongadas.

Albanez (2000) citou a importância dos estudos da Ecologia da Paisagem para a elaboração de planos de gestão ambiental municipal, favorecendo a compreensão do processo de fragmentação e das características da paisagem. Em estudo realizado por

Valente (2001), por exemplo, concluiu que as ações a serem realizadas na área de estudo deveriam voltar-se ao estímulo do desenvolvimento da área nuclear e à diminuição do grau de isolamento entre os fragmentos florestais.

2.1.3 Elementos da paisagem

O mosaico da paisagem pode ser entendido como uma área heterogênea composta de uma variedade de diferentes comunidades ou de um agrupamento de ecossistemas de tipos diferentes, sendo formado por três elementos principais (ODUM & BARRETT, 2007): matriz, fragmentos e corredores.

a) Matriz: grande área com tipos de ecossistemas similares (como agrícola ou florestal), na qual estão embutidas as manchas e os corredores da paisagem. Matrizes que permitem a maior conectividade entre os fragmentos florestais são consideradas de maior porosidade, fator que tem influência direta na conservação e preservação dos remanescentes florestais (VALENTE, 2001).

b) Fragmentos: área relativamente homogênea que difere da matriz que a cerca (ex.: fragmento de floresta embutida em uma matriz agrícola). O fragmento, também nomeado por outros autores de *patch*, componente da paisagem, elemento da paisagem, célula da paisagem, *site*, ecótopo, biótopo, entre outros termos, refere-se ao elemento básico da paisagem (VALENTE, 2001). A interação dos fatores climáticos, geomorfologia, desenvolvimento do solo, estabelecimento de flora e fauna, distúrbios naturais e influências do homem determinam o tamanho, a forma, a localização e a orientação dos fragmentos; tamanho, forma e natureza das bordas são características particularmente importantes (ALBANEZ, 2000).

c) Corredor: faixa do ambiente que difere da matriz em ambos os lados e, com frequência, conecta dois ou mais fragmentos na paisagem. São cada vez mais reconhecidos como importantes elementos da paisagem, pois fornecem um meio que possibilita a dispersão, reduzindo a erosão do solo e a erosão eólica, permitindo a transferência de informação genética entre as manchas, auxiliando no manejo integrado de pragas e fornecendo habitat para animais. Entretanto, os corredores podem ter efeitos negativos, como transmissão de doenças contagiosas e propagação de fogo.

A Figura 2A sintetiza os três principais elementos (manchas ou fragmentos, corredores e matrizes) encontrados no mosaico de paisagem. A Figura 2B ilustra como

as abundâncias de espécies (animais e vegetais) do interior e de borda estão relacionadas à forma e ao tamanho da mancha e do corredor. Embora duas das manchas à esquerda estejam ligadas por um corredor estreito, este é estreito demais para permitir o movimento de espécies animais de interior entre as manchas.

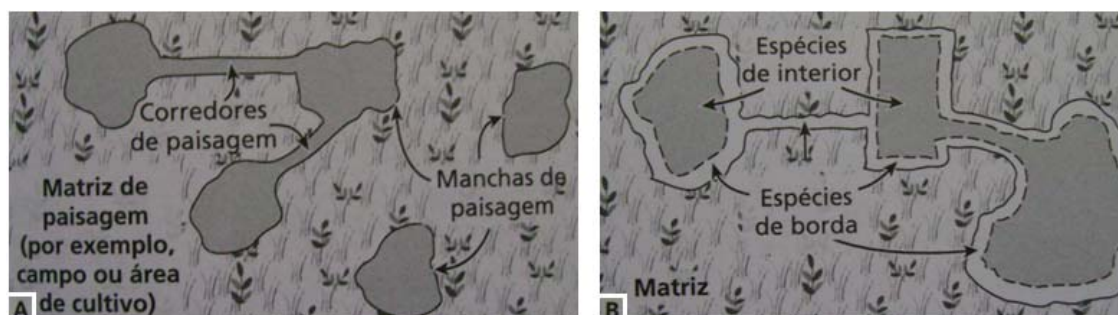


FIGURA 2: Principais elementos da paisagem (A) e as abundâncias relativas de espécies de borda e de interior em manchas e corredores (B). Fonte: Adaptado de Odum & Barrett (2007).

2.1.4 Ferramentas de geoprocessamento na Ecologia da Paisagem

Sensoriamento remoto pode ser definido como ciência ou arte da utilização de sensores para a aquisição de informações sobre objetos ou fenômenos sem que haja contato direto entre eles (NOVO, 1992).

A energia utilizada em sensoriamento remoto é a radiação eletromagnética. O espectro eletromagnético representa a distribuição da radiação eletromagnética, por regiões, segundo o comprimento de onda e a frequência. A radiação visível (luz) corresponde às radiações contidas na faixa de comprimento de onda entre 0,4 e 0,7 μm . Ao incidirem no sistema visual humano, são capazes de provocar uma sensação de cor no cérebro. Por exemplo, radiações eletromagnéticas cujos comprimentos de onda entre 0,400 e 0,446 μm são identificadas pelo cérebro humano pela cor violeta, comprimentos de onda entre 0,446 a 0,500 μm são identificadas pela cor azul, e assim sucessivamente (MOREIRA, 2003). Já a radiação infravermelha corresponde ao conjunto de radiações eletromagnéticas cujos comprimentos de onda variam de 0,70 a 1000 μm . Esta radiação pode ser dividida em três faixas: infravermelho próximo (0,7 - 1,3 μm), médio (1,3 - 6,0 μm) e distante termal (6,0 - 1000 μm), segundo Florenzano (2002).

Da mesma forma que podemos assistir a um mesmo programa de televisão (por exemplo, uma partida de futebol) por diferentes emissoras que operam em diferentes

freqüências de energia denominadas canais, é possível obter imagens de uma mesma área em diferentes faixas espectrais, denominadas bandas (ou também canais). Florenzano (2002), apresentando imagens de uma mesma área (Ubatuba, SP) nos canais 3 (região do visível), 4 (região do infravermelho próximo) e 5 (região do infravermelho médio), descreveu que a área urbana ficou mais destacada na imagem do canal 3, enquanto a separação entre terra e água tornou-se mais nítida na imagem do canal 4. A vegetação apresentou-se bem escura na imagem do canal 3, escura na imagem do canal 5 e clara na imagem do canal 4, que corresponde a faixa espectral na qual a vegetação reflete mais energia (Figura 3).

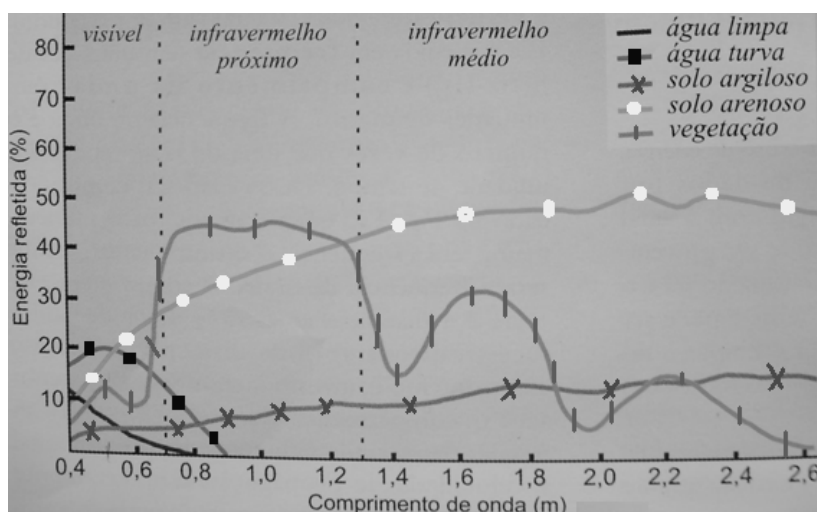


FIGURA 3: Curva espectral da vegetação, da água e do solo. Fonte: Adaptado de Florenzano (2002).

Das componentes do fracionamento da radiação solar que chega à superfície da Terra (reflexão, absorção e transmissão), a absorção é a mais importante do ponto de vista fisiológico e bioquímico. Entretanto, para a grande maioria dos sistemas de sensoriamento remoto, a energia refletida pela vegetação tem sido a mais utilizada, devido a maior facilidade de quantificação (MOREIRA, 2003). A Figura 4 apresenta a curva de refletância espectral de uma folha e o principal fator de influência para cada faixa espectral.

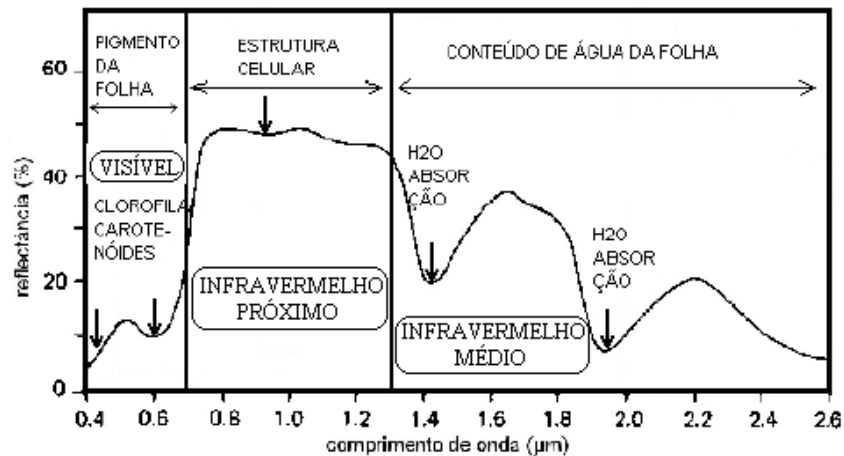


FIGURA 4: Curva de refletância espectral de uma folha e principais fatores de influência. Fonte: Adaptado de Rodrigues & Quintanilha (2007).

Verifica-se que a folha de uma planta tipicamente apresenta baixa refletância no espectro visível devido basicamente à forte absorção pelos pigmentos (particularmente das clorofilas); uma alta refletância no infravermelho próximo devido à estrutura interna das folhas, que causa dispersão da luz no interior das folhas e ausência de absorção; e uma baixa refletância no infravermelho médio devido à forte absorção da água. Na faixa de espectro inferior a 0,4 μm e superior a 2,7 μm , a refletância da folha é baixa e uniforme (inferior a 5%), não sendo útil para o sensoriamento remoto (KNIPLING, 1970).

Apesar de essas constatações se referirem a uma única folha, são fundamentais para o entendimento do comportamento espectral das diferentes coberturas vegetais. No caso de uma formação vegetal, os fatores que estão diretamente envolvidos na interceptação, absorção e reflexão da luz podem ser classificados em morfológicos e fisiológicos. Entre os fatores morfológicos mais importantes, estão a organização espacial das folhas (densidade de cobertura vegetal, distribuição horizontal e vertical das folhas e ângulo de inserção foliar); e, entre os fatores fisiológicos, destacam-se a idade da planta, déficit hídrico, tipo e espessura das folhas, conteúdo de água e nutrientes nas folhas (MOREIRA, 2003).

As imagens digitais de sensoriamento remoto (obtidas por satélites ou aeronaves) representam a forma de captura indireta de informação espacial. As informações são armazenadas como matrizes, sendo que cada elemento, denominado *pixel*, tem um valor proporcional à energia eletromagnética refletida ou emitida pela área da superfície terrestre correspondente e determina a resolução espacial da imagem.

Portanto, o *pixel* é a menor unidade de um produto obtido por um sensor imageador (que gera dados em forma de imagem), sendo resultante da média de todas as energias refletidas pelos diferentes alvos.

Além do modelo matricial (*raster*), uma informação geográfica pode ser também representada por um modelo vetorial. Enquanto que no modelo matricial os objetos do mundo real são representados por *pixels*, no modelo vetorial as feições são representadas por pontos, linhas e polígonos, sendo organizados por um sistema de coordenadas de referência (Figura 5).

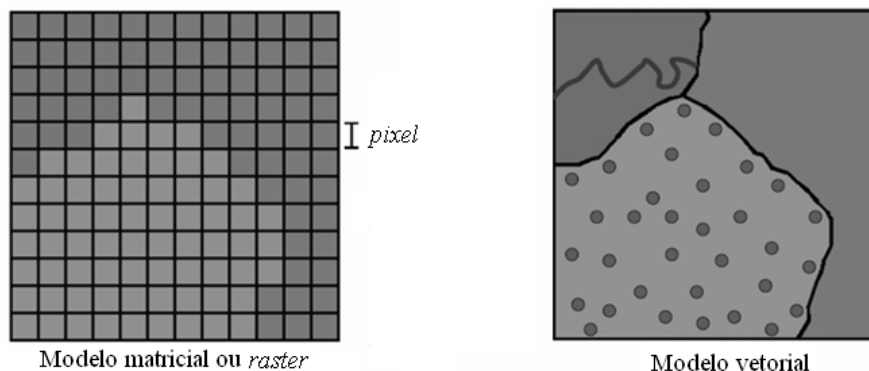


FIGURA 5: Comparação entre imagens matricial (caracterizada por dividir a área em grupos de células regulares denominadas *pixels*) e vetorial (localizações são identificadas por retas, pontos e polígonos).

A paisagem pode ser analisada utilizando uma escala temporal (quando se compara a situação de determinada área ao longo do tempo) ou uma escala espacial (quando se analisa a estrutura da distribuição dos seus componentes). A Figura 6 apresenta a representação esquemática de uma imagem considerando uma escala temporal.

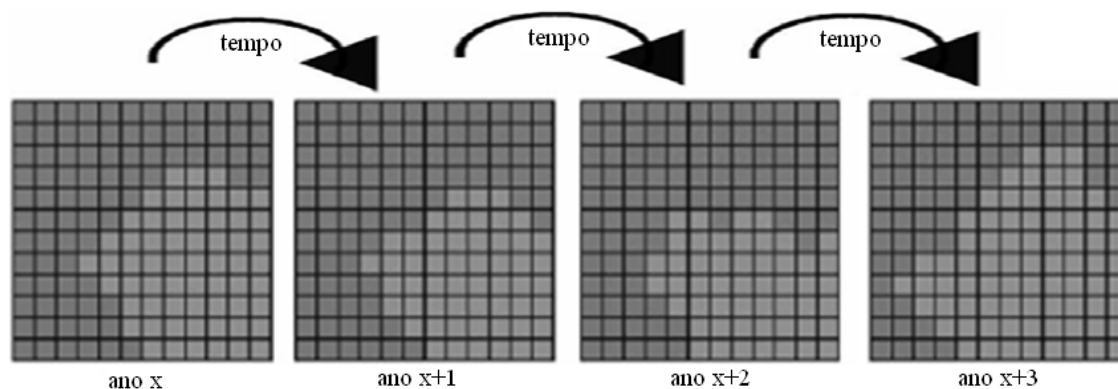


FIGURA 6: Representação esquemática de análise temporal de uma imagem *raster*.

No início, os satélites colocados em órbita carregavam a bordo sistemas sensores com resolução espacial muito pobre. Por exemplo, os sensores dos satélites Landsat-1, 2 e 3 foram concebidos com resolução espacial de 80 x 80 m, embora fosse considerada, na época, de ótima resolução. Hoje, existem satélites, como é o caso do IKONOS-II, que carregam a bordo sensor cuja resolução espacial de 1 x 1 m, no modo pancromático. O QuickBird-2, lançado após o IKONOS-II, apresenta resolução ainda maior: 76 x 76 cm (MOREIRA, 2003).

As informações derivadas dos sensores orbitais, aliadas às técnicas de geoprocessamento, constituem uma ferramenta fundamental à caracterização estrutural da paisagem e para a identificação, mapeamento e diagnóstico ambiental dos recursos naturais (TONIAL, 2003).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) podem ser definidos como sistemas destinados ao tratamento automatizado de dados referenciados espacialmente. Esses sistemas permitem a manipulação dos dados de diversas fontes como mapas, imagens e cadastros, permitindo recuperar e combinar informações para efetuar os mais diversos tipos de análises sobre os dados (ALVES, 1990). Os componentes de um SIG são o *software*, o *hardware*, os procedimentos de entrada, o georreferenciamento, a manipulação, a análise e a saída de dados, além das normas de codificação (RODRIGUES, 1990).

Após a decisão sobre a imagem a ser empregada, é necessário fazer a extração das informações dessa imagem, para posterior interpretação. O resultado é a produção de outras imagens contendo as informações específicas, extraídas e realçadas a partir das imagens originais (VALENTE, 2001).

A interpretação de imagens de sensoriamento remoto pode ser realizada visualmente ou por meio digital. A interpretação visual baseia-se em elementos visuais como brilho, cor, forma, tamanho, textura, contexto, padrão e sombra. A classificação digital, por sua vez, representa o agrupamento e rotulação de *pixels* com características similares. Normalmente, a decisão sobre quais *pixels* devem ser rotulados e agrupados é realizada por métodos estatísticos (LILLESAND & KIEFER, 2000).

Métodos automáticos de interpretação e classificação baseados em *pixels* foram amplamente utilizados em procedimentos de classificação em média e baixa resolução e têm sido utilizados ainda em imagens de alta resolução. Entretanto, os métodos de interpretação e classificação baseados em *pixels* têm se mostrado insatisfatórios para imagens de alta resolução (CAZES, 2005).

A interpretação visual das imagens tem apresentado resultados mais eficientes que o uso de classificadores estatísticos. Estudo realizado por Pinheiro (2003) e Kux & Pinheiro (2005), utilizando imagens do Quickbird de um setor da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, comprovou que a interpretação visual da imagem, mesmo com a subjetividade do método, ainda é a melhor opção para o mapeamento. Descreveram que o conhecimento e a experiência do intérprete possuem grande valor. De maneira semelhante, Ramos *et al.* (2007), ao mapearem a cobertura na Reserva Biológica da Serra Geral, RS, concluíram que a interpretação visual das imagens foi a melhor opção para mapear a área, uma vez que testes com classificadores estatísticos não apresentam os resultados esperados. Defenderam que imagens com alta resolução espacial contêm mais informações do que um classificador estatístico consegue discernir.

Apesar de a sombra ser útil na identificação de determinados alvos (geração da sensação de rugosidade), ela pode ser muito prejudicial quando é provocada pelo relevo ou por presença de nuvens no local de estudo. Quanto ao relevo, este sempre provoca sombra do lado oposto à incidência da luz solar e, devido a isso, nos locais onde há sombra, a incidência de luz é muito baixa (Figura 7). Conseqüentemente, pouca energia chegará aos sensores dos satélites, prejudicando posteriores interpretações (MOREIRA, 2000).

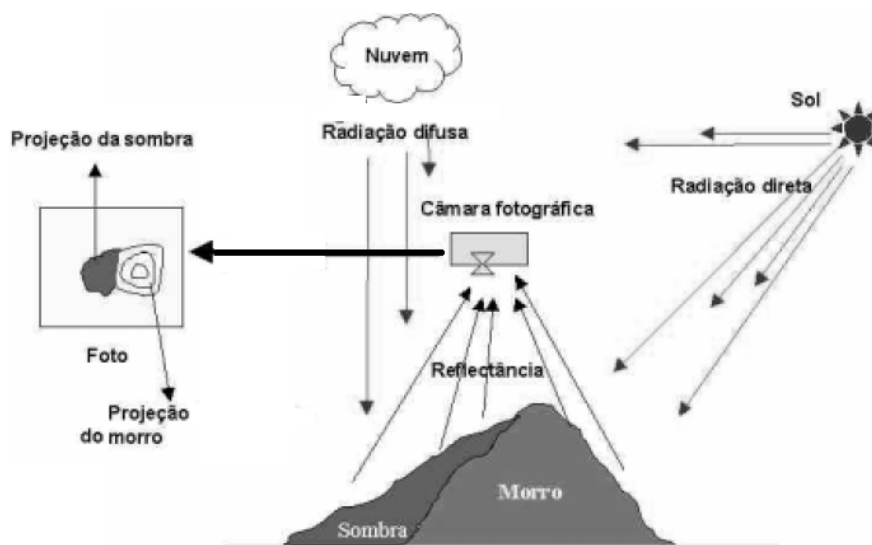


FIGURA 7: Efeito de sombreamento provocado pelo relevo (região de relevo acidentado). Fonte: Adaptado de Moreira (2000).

Araújo *et al.* (2006) apresentaram as principais dificuldades iniciais de um projeto utilizando imagens de alta-resolução para mapeamento de áreas florestais, mapeamento este a ser utilizado para a gestão de uma unidade de conservação (Parque

Estadual de Carlos Botelho, SP). Adicionalmente, apresentaram os resultados preliminares do uso dessa imagem no reconhecimento de padrões da vegetação. Descreveram que, devido à área apresentar relevo acidentado, nas etapas de reconhecimento e levantamento de pontos de apoio, surgiram as primeiras dificuldades devido à floresta densa, que impossibilitou o acesso a alguns pontos de apoio selecionados. A cobertura da floresta, com dossel denso, impossibilitou a captação dos sinais de GPS, inviabilizando o uso de alguns pontos de apoio selecionados. O relevo acidentado, que seria uma das principais motivações para o uso de imagens de satélite devido à inacessibilidade, dificultou a etapa de preparo das imagens na correção geométrica. O fato de ser uma região de encosta, o sombreamento na imagem causado pela topografia da área e pelas freqüentes nuvens também inibiu o reconhecimento de alguns pontos de apoio identificados em campo.

2.1.5 O *software* Fragstats e as métricas da paisagem

O sensoriamento remoto e os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são as principais ferramentas dos ecólogos da paisagem interessados em padrões espaciais (ALMEIDA, 2008). O SIG permite a caracterização da estrutura da paisagem a partir de seu mapa de uso da terra, por meio da manipulação de modelos e dados, e a transferência de informações (AMARAL, 2007).

A análise de paisagem é normalmente realizada por meio de indicadores conhecidos como métricas da paisagem ou índices da paisagem, as quais possibilitam a quantificação da composição e configuração dessas paisagens. A composição refere-se às feições associadas à presença ou ausência dos elementos na paisagem, sem considerar a sua distribuição espacial. Como importantes variáveis caracterizadoras da composição da paisagem, têm-se o tamanho, a forma e o tipo dos fragmentos. A configuração refere-se à distribuição física ou caracterização espacial dos elementos na paisagem. Como aspectos importantes à configuração, têm-se o grau de isolamento, a localização de cada fragmento em relação ao outro, o tipo de vizinhança, dentre outros (VALENTE, 2001).

Alguns programas computacionais foram desenvolvidos para gerarem índices da paisagem no próprio ambiente de um SIG. Esses *softwares* caracterizam a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos a respeito do padrão dos fragmentos presentes e da paisagem. Dentre esses, o Fragstats, programa desenvolvido por Kevin

McGarigal e outros, na Universidade do Estado de Oregon, está entre os programas que fornecem os índices da paisagem mais utilizados em estudos de Ecologia da Paisagem. Trata-se atualmente de um programa computacional de domínio público (disponível em www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html). Soma-se a ele o *Patch Analyst*, desenvolvido por Rob Rempel e outros, em um projeto de colaboração entre *Sustainable Forest Management Network* e *Ontario Ministry of Natural Resource*. O *Patch Analyst* tem como principal vantagem o fato de poder ser utilizado como uma extensão do ArcGIS (AMARAL, 2007).

O Fragstats tem sido a ferramenta mais difundida para descrever os padrões espaciais da paisagem, utilizando, para isso, mais de 50 métricas (MCGARIGAL & MARKS, 1994). Gera métricas agrupadas em ordem dos três respectivos níveis: fragmento, classe e paisagem (Figura 8).

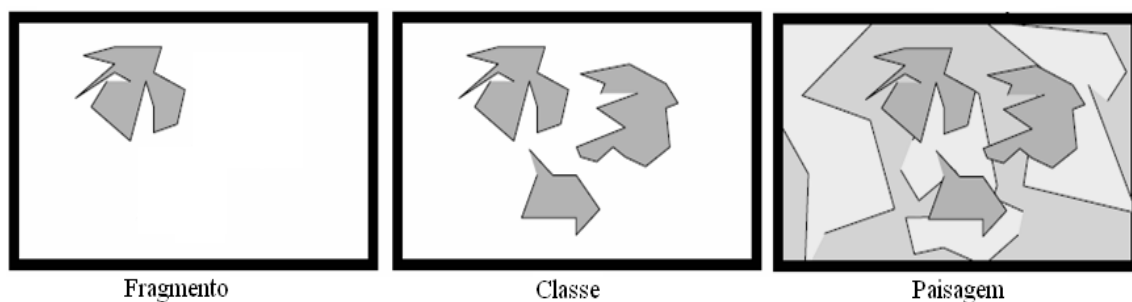


FIGURA 8: Níveis de geração das métricas no *software* Fragstats: fragmento, classe (conjunto de mesmo tipo de fragmento) e paisagem (conjunto de classes). Fonte: Adaptado de McGarigal & Marks (1994).

Quando em nível de fragmento, as métricas são geradas individualmente para cada fragmento (ex.: a área de cada fragmento existente na paisagem). Em nível de classe, uma paisagem formada pelas classes floresta e cerrado, por exemplo, as métricas apresentam valores médios para cada uma das classes (área média dos fragmentos de floresta além da área média dos fragmentos de cerrado). Em nível de paisagem, as métricas são calculadas independentemente da classe. Considerando o exemplo anterior, é calculado somente um valor médio de área para toda a paisagem. É necessário, portanto, que exista mais de uma classe na paisagem para que as métricas de classe sejam geradas corretamente. Caso a paisagem seja composta por apenas uma classe (floresta, por exemplo), algumas métricas geradas em nível de paisagem apresentarão valores semelhantes às geradas em nível de classe, enquanto outras apresentarão valores

nulos, tal como ocorre com as métricas de diversidade (métricas de diversidade apenas estão presentes em nível de paisagem).

Devido à grande variedade de índices existentes em Ecologia da Paisagem, as métricas, além de estarem agrupadas em níveis (fragmento, classe e paisagem), estão ainda agrupadas em grupos de categorias. No Fragstats versão 3.3, McGarigal *et al.* (2002) agruparam-nas em índices de área, índices de fragmento ou densidade, tamanho e variabilidade métrica, índices de forma, índices de borda, índices de área nuclear, índices de vizinho mais próximo, índices de contágio e espalhamento, e índices de diversidade, sendo as últimas geradas apenas em nível de paisagem.

a) Métricas de área

As métricas de área são as bases do conhecimento da paisagem. São utilizadas por outras métricas e são métricas muito úteis para estudos ecológicos, uma vez que a riqueza e abundância de certas espécies dependem das dimensões dos fragmentos (MCGARIGAL & MARKS, 1994).

Em geral, é muito importante saber quanto de área de uma classe existe na paisagem. Entretanto, a aplicação depende da espécie em foco. Por exemplo, para pássaros, a fragmentação do terreno pode não afetar tanto negativamente quanto para grandes vertebrados, que podem ter problemas de deslocamento (VOLOTÃO, 1998).

Como índices de área (medidas da composição da paisagem), têm-se: área de cada fragmento; área total da classe na paisagem; porcentagem total da classe na paisagem; tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; desvio padrão e/ou o coeficientes de variação do tamanho dos fragmentos e tamanho do maior fragmento da classe (MCGARIGAL & MARKS, 1994).

b) Métricas de fragmentos ou densidade

Não representam medidas explicitamente espaciais, mas pode-se considerar que representam a configuração da paisagem. As informações desta categoria são importantes por caracterizarem os fragmentos. Como exemplos desse grupo de métricas, têm-se o número e a densidade de fragmentos (MCGARIGAL & MARKS, 1994).

c) Métricas de borda

Vários fenômenos ecológicos se caracterizam pela quantidade total de bordas. A informação sobre o efeito de borda é um importante aspecto estudado pelos investigadores ecológicos (VOLOTÃO, 1998).

O efeito de borda, que determina a maior ou menor influência dos fatores externos sobre a biodiversidade, é grandemente influenciado pela forma do fragmento, sendo tão importante quanto à área do fragmento.

O cálculo da área sob efeito de borda é feito atribuindo-se uma distância linear, considerada de fora para dentro do fragmento. A distância ou profundidade de borda a ser atribuída a um fragmento dependerá da espécie sob estudo (espécie-foco) e do tipo de habitat (ALMEIDA, 2008). Tabanez *et al.* (1997), estudando um fragmento de 9,5 ha de floresta mesófila semidecídua na região de Piracicaba, constataram que a borda tinha largura variando de 80 a 100 m. No Paraná, Ranney *et al.* (1981) observaram que a borda dos fragmentos tem largura média entre 10 e 30 m. Na Região Amazônica, em avaliações de habitats de pássaros, obteve-se uma largura média de 50 m para a borda (LOVEJOY *et al.*, 1986). No Estado de Minnesota, EUA, Borgesa & Hagonson (2000) comprovaram que a largura de borda varia de 20 a 40 m, na área de transição entre florestas antigas e novas.

Os índices de borda usualmente são considerados como representantes da configuração da paisagem, porém nem sempre sua distribuição espacial é explícita. São considerados como métricas de borda (MCGARIGAL & MARKS, 1994) o comprimento total de borda de uma classe (em m) e a densidade de borda (m/ha), dentre outras.

d) Métricas de forma

A forma de um fragmento pode influenciar muitos processos importantes em uma paisagem fragmentada, como a rápida diminuição da área nuclear do fragmento quando a sua forma se torna muito irregular. No entanto, o principal significado da forma na determinação da natureza dos fragmentos numa paisagem parece ser relacionado com o efeito de borda, pois os fragmentos de forma circular apresentam uma baixa razão borda/interior, tendo, por conseguinte, uma menor fração da área do fragmento que se encontra sob o efeito de borda (BASILE, 2006).

Quanto aos índices de forma, são responsáveis pela configuração da paisagem. A quantificação dessa variável é extremamente complicada, sendo necessário adotar uma paisagem padrão para efeito de comparação (círculo numa versão vetorial ou um quadrado numa versão matricial) (MCGARIGAL & MARKS, 1994).

As medidas mais comuns da complexidade da forma estão baseadas na quantidade de perímetro por unidade de área, usualmente utilizado em termos da razão perímetro-área. A interpretação varia de acordo com as várias métricas da forma, mas em geral, altos valores significam maior complexidade da forma (COUTO, 2004).

Alguns ecossistemas naturais como as matas ciliares, por formarem corredores, podem apresentar alta relação perímetro-área, o que não significa que sua forma seja prejudicial para as relações ecológicas. Portanto, as métricas de forma devem ser interpretadas com cautela para que conclusões equivocadas não sejam feitas (CABACINHA, 2008).

São exemplos de métricas de forma: razão perímetro-área; índice de dimensão fractal e índice de forma (MCGARIGAL & MARKS, 1994).

e) Métricas de área central

A área central, *core* ou nuclear, é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida. É afetada pela forma e tem sido considerada uma medida muito mais forte do que a área dos fragmentos (VOLOTÃO, 1998).

O modelo de área central estima a área total do habitat preservada dentro dos fragmentos (ALMEIDA, 2008). Algumas espécies simplesmente evitam habitats de borda ou serão ausentes em manchas pequenas com pouco ou nenhum habitat de interior (FUSHITA, 2006). Como uma única mancha pode conter diversas manchas disjuntas de habitat interior, é importante considerar o número de áreas de interiores disjuntas como manchas separadas (Figura 9).

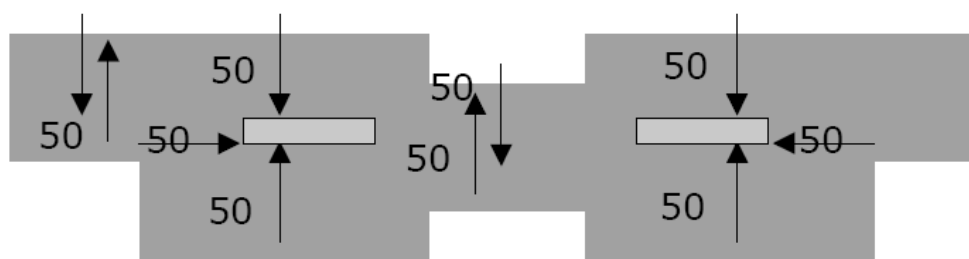


FIGURA 9: Fragmento de mata com mais de uma área central, considerando uma borda de 50 m. Fonte: Holzschuh *et al.* (2003).

As métricas de área central refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem (MCGARIGAL & MARKS, 1994). Esses autores citaram as seguintes métricas de área central: tamanho total de área central; percentual de área central na paisagem; número de áreas centrais; entre outras.

f) Métricas de proximidade e isolamento

A proximidade entre os fragmentos é importante para os processos ecológicos, e tem implícito em seus resultados o grau de isolamento dos fragmentos (VOLOTÃO, 1998). O isolamento dos fragmentos promove uma influência negativa na riqueza de espécies ao diminuir a taxa de migração (CABACINHA, 2008). No *software* Fragstats, McGarigal *et al.* (2002) utilizam o índice de distância euclidiana do vizinho mais próximo, o índice de proximidade, e seus parâmetros (média e coeficiente de variação); dentre outros.

O vizinho mais próximo é definido como a distância de um fragmento para o fragmento que está à sua volta, da mesma classe e baseada na distância borda-borda, sendo uma das métricas mais simples e utilizada. Entretanto, o índice de distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN, em nível de fragmento) pode não representar fielmente a realidade. Por exemplo, considerando determinado fragmento foco, um fragmento vizinho de 1 ha a 100 m de distância pode não ser mais importante que outro fragmento vizinho de 1000 ha que esteja a 200 m deste. Para superar este problema, desenvolveu-se o índice de proximidade (PROX, em nível de fragmento). Diferente do ENN, a métrica PROX exige um raio de busca ou vizinhança, e considera o tamanho e a proximidade de todos os fragmentos vizinhos localizados dentro de um raio especificado de busca. O índice varia de zero ao infinito, sendo que zero indica que não existem fragmentos vizinhos da mesma classe dentro do raio de busca. O aumento

do valor do índice denota a aproximação dos fragmentos da classe. O PROX é adimensional, sendo seu valor absoluto pouco interpretativo. Desta forma, é utilizado como índice comparativo (MCGARIGAL & MARKS, 1994; MCGARIGAL *et al.*, 2002).

Uma vez que a métrica PROX depende da espécie focalizada, a vizinhança é especificada pelo usuário e de acordo com o processo ecológico em consideração (COUTO, 2004). Este raio de busca pode ser a distância máxima atingida pelo pólen de determinada espécie vegetal, por exemplo. Guisard (2006) adotou um raio de 180 m entre fragmentos. Essa autora baseou-se em Kramer (1997), o qual citou ser a distância limite de dispersão de sementes pelo vento.

2.1.6 Principais métricas utilizadas

Embora a Ecologia da Paisagem esteja repleta de métricas para descrever o padrão espacial, muitas delas estão correlacionadas entre si, pois existem poucas medidas primárias que podem ser extraídas das manchas ou fragmentos (tipo, área, borda e tipo de vizinhança) (COUTO, 2004); e a maioria das métricas derivam destas medidas primárias. Algumas métricas são redundantes porque são formas alternativas de representar a mesma informação básica (ex.: número e densidade de fragmentos) (FROHN, 1998).

O ideal na quantificação da estrutura das paisagens é que se tenha uma pequena variedade de índices, os quais permitam obter, em curto espaço de tempo, o mais importante da estrutura de uma paisagem (RIITTERS *et al.*, 1995).

Como principais métricas a serem utilizadas, EPA (1994) definiu o contágio, a dimensão fractal e a dominância. Riitters *et al.* (1995) após avaliarem 56 índices concluíram que somente alguns foram suficientes para conhecer a estrutura e o padrão da paisagem: razão média perímetro-área; índice de contágio; forma do fragmento padronizada; número de atributos das classes de fragmentos; e densidade do fragmento de maior tamanho. Couto (2004), partindo de um conjunto de 33 métricas e investigando diversas paisagens (50 mapas de uso/ocupação de solo de Portugal) sugeriu, após aplicação de análise multivariada, o uso das seguintes métricas: índice de área do núcleo; índice de uniformidade de Simpson; área total; riqueza dos fragmentos; e dimensão fractal.

Apesar dessas recomendações pelos diferentes autores, a paisagem em estudo influencia grandemente na escolha das métricas consideradas importantes. Por exemplo, em paisagem onde avalia-se apenas uma classe, não faz sentido gerar métricas de diversidade, uma vez que o cálculo desta exige a ocorrência de mais de uma classe.

Por meio da Ecologia da Paisagem, as mudanças ocorridas em uma paisagem podem ser notada em diferentes escalas temporais e/ou espaciais. Estudos de Hessburg *et al.* (2000), Pereira *et al.* (2001), Holzschuh *et al.* (2003), Tinker *et al.* (2003), Tonial (2003), Bresee *et al.* (2004), Mendonça (2004), Fushita (2006), Guisard (2006), Guo (2006), Löfman (2006), Périgo & Cemin (2006), Cabacinha (2008) e Terzioglu *et al.* (2008) são exemplos que caracterizam a evolução da paisagem ao longo do tempo (análise temporal). Estudos de Jorge & Garcia (1997), Trani & Giles (1999), Albanez (2000), Valente (2001), Borges *et al.* (2004), Valente & Vettorazzi (2005), Zang *et al.* (2007) e Almeida (2008) são exemplos em escala espacial.

Com o objetivo de caracterizar a evolução da paisagem de uma área do centro-leste do Estado do Pará (período de 1973 a 1997), Pereira *et al.* (2001) utilizaram-se das seguintes métricas da paisagem calculadas pelo Fragstats 2.0: percentagem da paisagem correspondente a cada classe; índice de maior fragmento; número de fragmentos; tamanho médio dos fragmentos; densidade de bordas; índice de forma da paisagem; percentagem da paisagem correspondente a áreas centrais; distância média do vizinho mais próximo; índice de diversidade de Simpson e índice de contágio. Verificaram uma diminuição drástica da área de floresta, com aumento significativo das áreas de pastagem. O número de manchas (fragmentos florestais) aumentou, enquanto que o tamanho médio destes diminuiu. A densidade de bordas também apresentou um grande aumento. A distância média entre vizinhos mais próximos, ao longo dos anos, não apresentou uma grande variação para a classe floresta, tendo sido notada uma diminuição da distância média entre os fragmentos de pasto no período estudado. Apenas 5% da área de floresta encontravam-se a mais de 500 m de uma borda, no ano de 1997, implicando uma intensa degradação da floresta na área estudada.

Visando a compreender as mudanças espaciais da paisagem no município de Arvorezinha, RS, Périgo & Cemin (2006) delimitaram, analisaram e diagnosticaram as alterações ocorridas durante os períodos de 1985 e 2002. Basearam-se em material cartográfico, imagens de satélite e informações complementares, utilizando-se dos Sistemas de Informações Geográficas e índices de Ecologia da Paisagem. Diversas classes de uso e cobertura do solo foram utilizadas tais como mata, capoeira, lavoura,

área urbana, campo/pastagem, água, sombra e nuvens. Os seguintes índices foram selecionados: percentagem da paisagem; densidade de fragmentos; índice da maior fragmento; tamanho médio dos fragmentos; índice de forma médio; total de área nuclear; número de fragmentos com área nuclear; distância média do fragmento mais próximo; grau de dispersão e justaposição; índice de diversidade de Shannon; índice de diversidade de Simpson modificado; e índice de equabilidade de Shannon. Os resultados indicam que a área de lavoura representou o principal tipo de uso do solo no ano de 1985, sendo que, em 2002, o tipo de uso do solo predominante foi mata. Neste período, ocorreu uma diminuição da área de lavoura que foi sendo substituída principalmente por vegetação secundária. Além disso, houve um aumento da cobertura vegetal (mata e vegetação secundária) nas áreas legalmente protegidas (APPs). Os índices demonstraram um aumento no número de fragmentos e uma redução do número de fragmentos com área de interior, indicando uma perda de qualidade ambiental.

Imagens Landsat da região Nordeste de Mato Grosso foram utilizadas por Mendonça (2004) para produzir mapa de cobertura (classes floresta e não-floresta) desta área de três diferentes anos (1992, 2000 e 2003). As métricas foram aplicadas em nível de paisagem (índice do maior fragmento, número de fragmentos e índice de forma), em nível de classe (percentagem da paisagem, número de fragmentos e índice do maior fragmento) e em nível de fragmento (área, perímetro, dimensão fractal, área central, número de área central e raio de giro). Os resultados mostraram uma drástica expansão de área de classe não-floresta, principalmente no período entre 2000 e 2003. As métricas usadas indicaram não só a completa perda (desaparecimento) do habitat original, mas também a redução do tamanho dos fragmentos destes.

Na Finlândia, Löfman (2006) quantificou a alteração ocorrida em uma paisagem florestal causada pela retirada de toras e construção de estradas entre os anos de 1950 e 1990. As alterações na classe floresta madura foram analisadas por meio das seguintes métricas: densidade de fragmentos; tamanho médio dos fragmentos; índice do maior fragmento; densidade de borda; e distância média do vizinho mais próximo. Os resultados indicaram que a floresta foi prejudicada pela retirada de toras, sendo que as maiores mudanças ocorreram antes de 1970. Apesar de a floresta ainda ser a matriz, sua conectividade foi ligeiramente melhorada depois de 1970, sendo que o tamanho médio das classes não-florestais teve ligeira redução. As áreas centrais são atualmente pequenas e os efeitos de borda atingem grande parte da paisagem. A construção de

estradas contribuiu mais para a fragmentação florestal quando comparado à retirada de toras.

Ao analisar a estrutura da paisagem na região da alta bacia do rio Araguaia, Cabacinha (2008) concluiu que mudanças nas métricas de área, área central, forma e isolamento das classes naturais indicaram que os remanescentes florestais encontravam-se sob forte ameaça. As matas, apesar de não terem apresentado uma grande redução em área no período analisado, encontram-se confinadas no centro da bacia, cercada por culturas agrícolas e ou pastagens, sem conectividade com outras áreas.

Terzioglu *et al.* (2008) investigaram as mudanças ocorridas em floresta de pinus na Turquia de 1972 e 2005. Descreveram aumento do número total de fragmentos (572 para 735) e redução do tamanho médio destes (155 para 121 ha, aproximadamente). A mudança total na área de estudo comprovou um aumento líquido de 1823 ha da área florestal, que correspondeu à taxa de florestamento de 55,25 ha/ano.

Técnicas de Ecologia da Paisagem foram usadas em dados de sensoriamento remoto para o mapeamento e quantificação das mudanças ocorridas na cobertura florestal do município de São José dos Campos entre 1973 e 2004 por Guisard (2006). A análise temporal das classificações mostrou a dinâmica das classes de cobertura da terra, em especial da vegetação. Observou grande acréscimo de áreas de reflorestamento no município. Os dados também demonstraram a urbanização crescente do município no período de estudo. Observou-se ainda que mesmo com a diminuição das áreas de mata, muitas áreas destinadas à pastagem em 1973 foram convertidas para áreas de mata ou capoeira, denotando o abandono de áreas anteriormente utilizadas para pecuária.

Holzschuh *et al.* (2003) identificaram a fragmentação da paisagem na região Noroeste do Rio Grande do Sul em cinco bacias hidrográficas, totalizando aproximadamente 89 mil hectares. Utilizaram mapas que apresentam a evolução dos usos e ocupação do solo nos anos de 1984, 1989, 1994 e 1999. Por meio do *software* Fragstats, constataram que o maior fragmento da paisagem, que em 1984 ocupava 47,2% da área de estudo, em 1999, ocupou 71,2%, sendo este um fragmento de agricultura. A classe mata sofreu uma redução do número de fragmentos no período estudado, porém o tamanho médio dos fragmentos sofreu poucas alterações e, em alguns casos, até aumentou. Durante o intervalo estudado, constatou-se, também, o aumento da distância do vizinho mais próximo.

Guo (2006) utilizou-se de imagens Landsat entre os anos 1986 e 2001, apoiado por um Sistema de Informação Geográfica e pelo *software* Fragstats para análise da

paisagem das montanhas Taishan, província de Shandong, China. Concluiu que houve redução das florestas de pinus devido principalmente à sua conversão para florestas mistas e de *Quercus* sp. A vegetação florestal tornou-se mais fragmentada, isolada e muito menor desde 1986.

Analisando a dinâmica da paisagem no município de Santa Cruz da Conceição, SP, a fim de fornecer subsídio para a elaboração de políticas públicas em nível municipal, Fushita (2006) classificou a ocupação da terra em 1962, 1972 e 2002. Os resultados gerados pelo Fragstats 3.3 indicaram redução de áreas com vegetação natural mais acentuada antes de 1962. Entre 1962 e 1972, ocorreu perda de áreas de cerrado, campo e alagadas e, entre 1972 e 2002, a recuperação de matas ripárias e perda de alagadas. A matriz em 1962 e 1972 era de pasto e, em 2002, de canaviais e pastagens. Apesar de a paisagem do município em 1962 possuir mais fragmentos, estes eram menores e possuíam mais borda em relação aos outros anos. Em 1962 e 1972, as manchas tinham formas mais próximas à euclidiana e estavam menos isoladas.

O trabalho de Tonial (2003), que teve como objetivo delimitação, análise e diagnóstico ambiental de cinco bacias hidrográficas (Lajeado Perau, Lajeado Chiquinha, Rio Pardo, Lajeado Mico e Lajeado Castelinho) da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul durante os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999, baseou-se nos parâmetros obtidos pelo Fragstats (percentagem da paisagem ocupada pela mata, percentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento, densidade de fragmentos, tamanho médio dos fragmentos, densidade de bordas, tamanho médio da área de interior, índice de forma médio, distância média do vizinho mais próximo). Observou que a densidade de fragmentos e o tamanho médio destes tenderam a diminuir durante o período em todas as bacias hidrográficas, exceto em uma delas (Lajeado Mico). A densidade de borda apresentou valores elevados para todas as bacias hidrográficas, caracterizando a presença de pequenas áreas de mata e evidenciando o grau de fragmentação da paisagem. Outro aspecto que comprova que os fragmentos são pequenos é o tamanho médio das áreas de interior (inferior a 2,5 ha). A análise comparativa do comprometimento da qualidade ambiental em função da fragmentação e da perda de áreas naturais das bacias hidrográficas delimitadas na paisagem da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul permitiu considerar que a bacia hidrográfica do Lajeado Perau foi a que apresentou a melhor qualidade ambiental, em termos de contemplar a segunda maior percentagem da paisagem ocupada por mata, o segundo maior tamanho médio dos fragmentos, o segundo maior valor de densidade de fragmentos, a segunda

maior percentagem da classe mata que é área de interior, a maior percentagem da paisagem ocupada por área de interior e a menor distância média com o vizinho mais próximo.

Borges *et al.* (2004) realizaram um levantamento expedito dos fragmentos florestais nativos dispersos entre florestas de *Eucalyptus* spp. em uma propriedade florestal localizada no município de Paraopeba, MG. Todos os fragmentos foram visitados para uma melhor caracterização. Estabeleceram a necessidade de práticas de manejo para amenizar o efeito de borda, principalmente para os fragmentos de área pequena. Para proteger os fragmentos menores da ação antrópica e do efeito borda, opinaram em promover educação ambiental, restringir totalmente a presença de animais domésticos na área, implementar corredores com vegetação e aumentar o tamanho dos fragmentos.

Na Bacia do Rio Corumbataí, SP, Valente (2001) determinou as métricas por sub-bacias, sendo utilizadas as que fazem a caracterização em nível de fragmentos e em nível de classes, considerando-se as classes floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual) e cerrado. Os resultados indicaram que, nas sub-bacias do Médio Corumbataí, Ribeirão Claro e Baixo Corumbataí, existe a predominância de fragmentos de floresta nativa menores de 15 ha e que seus fragmentos, independentes do tamanho, estão mais distantes uns dos outros e, portanto, mais sujeitos às ações dos outros usos e cobertura do solo que os remanescentes das sub-bacias do Passa-Cinco e Alto Corumbataí. Nas sub-bacias do rio Passa-Cinco, do Alto Corumbataí e de Ribeirão Claro, também ocorre a vegetação de cerrado.

Tendo em vista os melhores índices para a modelagem do desmatamento, Trani & Giles (1999) obtiveram que as perdas em áreas com floresta na Virgínia foram significativamente representadas pelos índices tamanho médio dos fragmentos, número de fragmentos, densidade média de fragmentos, e distância entre fragmentos. Constataram redução do tamanho e da área interior médios dos fragmentos, enquanto a densidade dos fragmentos e a distância entre fragmentos aumentaram.

Jorge & Garcia (1997) estudaram a fragmentação de formações florestais (floresta estacional, ripária e cerrado) em Botucatu, SP. Os autores verificaram que os fragmentos de cerrado estavam agregados enquanto fragmentos de vegetação natural de floresta estavam dispersas pela paisagem. Notaram ainda uma alta frequência de pequenos fragmentos na paisagem, enquanto fragmentos maiores foram raros.

A análise de diferentes usos/cobertura da terra (classes mata, antrópico e água), englobando 53 municípios com área na Bacia do Rio da Várzea, RS, foi realizada por Zang *et al.* (2007) utilizando imagens do CCD/CBERS-2 do ano de 2004. Por meio do Fragstats, foram avaliadas seis métricas em nível de classe (área total da classe, percentagem da paisagem, número de fragmentos, densidade de fragmentos, percentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento da classe, e tamanho médio dos fragmentos) e cinco métricas em nível de paisagem (área total da paisagem, número de fragmentos, densidade de fragmentos, percentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento, e tamanho médio dos fragmentos). A paisagem em estudo apresentou área total de aproximadamente 933 mil hectares, sendo a densidade de fragmentos de 16,4 frag./100 ha, evidenciando um reduzido tamanho médio deles (6,11 ha). A classe de uso da terra identificada como mata correspondeu a 27% da bacia. Essa área está dividida em 90.129 fragmentos, com reduzido tamanho dos mesmos (2,8 ha). Os autores concluíram que o número de fragmentos de áreas naturais na bacia hidrográfica, o tamanho reduzido dos fragmentos, a falta de corredores para conectar estas áreas a estrutura fundiária são os principais fatores que limitam a sustentabilidade ambiental das mesmas.

Albanez (2000) mapeou os usos/cobertura da terra (mata, capoeira, capoeirinha, pasto sujo, corredores, mata ciliar e pastagem/agricultura) visando à elaboração de planos de gestão ambiental para o Município de Ponte Nova, MG. Os fragmentos florestais foram caracterizados utilizando-se o *software* ARC VIEW GIS por número de ocorrência em cada tipo de fragmento, área total e média de cada tipo de fragmento, frequência por classe de tamanho e de fator de forma, distância em relação a outro fragmento e grau de isolamento. A área com fragmentos florestais constitui 20,6% do total do município, estando aquém da recomendada pelo Código Florestal. A área média de fragmento foi 11,7 ha para mata. Os fragmentos florestais não se encontravam, em sua maioria, isolados na paisagem (56%), formando, com fragmentos confinantes, unidades maiores, denominadas fragmentos expandidos, de grande importância em planos de interligação de fragmentos. Os fragmentos isolados na paisagem, em sua maioria, são constituídos por mata, predominando fragmentos de até 20 ha, os quais são considerados pequenos.

Analisando a estrutura espacial dos fragmentos florestais distribuídos na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, PR, empregando o Fragstats e visando a subsidiar estudos futuros sobre o manejo dos fragmentos de origem antrópica existentes na área,

Almeida (2008) verificou que 56% do Parque é coberto por vegetação florestal, distribuída por 302 fragmentos. O maior fragmento (denominado área-fonte pelo autor) concentra 78% da área total florestada. Os fragmentos florestais pequenos são maioria na paisagem, mas a soma das áreas desse fragmento tem baixa contribuição na classe floresta. A área-fonte apresentou elevado índice de forma e baixo grau de isolamento. Para os demais fragmentos, o grau de isolamento foi, no geral, de baixo a médio.

Neste contexto, pode-se afirmar que a caracterização das paisagens fragmentadas e a quantificação de suas estruturas possibilitam contextualizar a distribuição espacial de seus elementos e determinar as alterações resultantes desse processo que, por sua vez, permitem o melhor direcionamento das ações de conservação e preservação dos recursos florestais (VALENTE, 2001).

2.1.7 Fatores que influenciam as métricas

As métricas comumente utilizadas em Ecologia da Paisagem são dependentes das variações dos dados obtidos por sensoriamento remoto, especialmente da resolução espacial das imagens (tamanho do *pixel*) e da característica geométrica dos dados (orientação *raster*), influenciando detecções de mudanças que ocorrem numa paisagem (FROHN, 1998).

O tamanho do *pixel* influencia diretamente na localização real dos limites de cada fragmento, além da identificação dos elementos constituintes numa paisagem. A orientação *raster*, por sua vez, quando inclinada, tende a aumentar o comprimento das bordas (Figura 10).

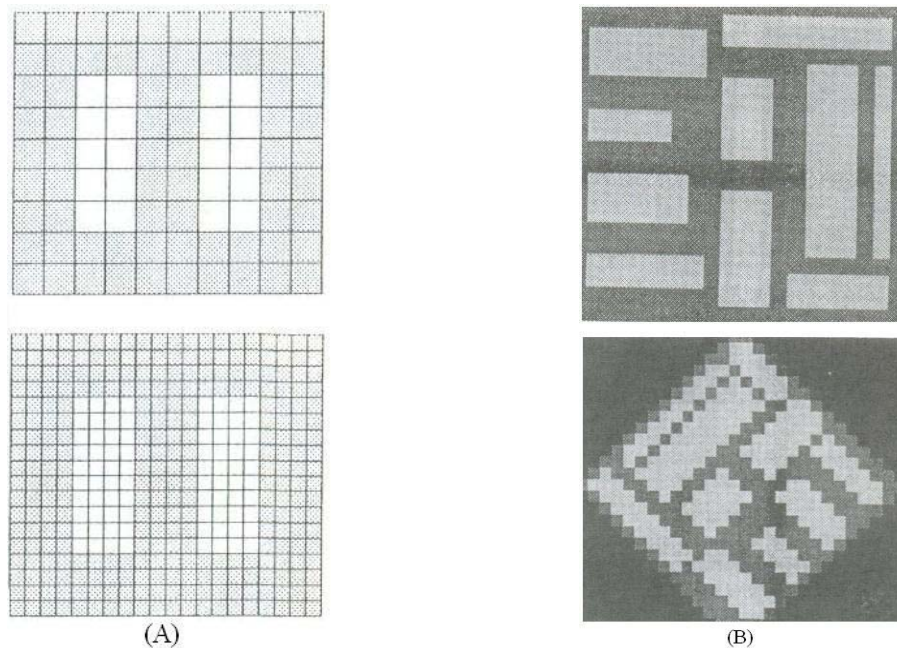


FIGURA 10: Efeitos do tamanho do *pixel* (A) e da orientação *raster* (B) nas métricas da paisagem. Fonte: Adaptado de Frohn (1998).

Conforme McGarigal *et al.* (2002), numa resolução grosseira (*pixels* maiores), a borda de um fragmento pode ser representada por uma linha reta, enquanto que numa menor resolução (maior detalhe), a mesma borda pode apresentar-se em forma curva, aumentando o comprimento de borda, e conseqüentemente, afetando outras métricas dependentes desta.

Para avaliar a influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas, Ponzoni *et al.* (2001) utilizaram imagens de resoluções 60, 100, 120, 200 e 250 m. Verificaram efeito degradê nos limites estudados nas imagens de 200 m e 250 m, dificultando definições precisas. Nos temas “capoeira nova” e “capoeira madura”, observaram tendência de diminuição de suas áreas com a diminuição da resolução espacial. Uma vez que as métricas de área são as bases do conhecimento, sendo utilizadas por outras métricas, afetam todas as demais métricas da paisagem dependentes desta (MCGARIGAL & MARKS, 1994; MCGARIGAL *et al.*, 2002)

A fim de amenizar a influência da resolução espacial, Frohn (1998) introduziu as métricas alternativas *patch-per-unit* (PPU) e *square pixel* (SqP) como substitutas das métricas contágio e dimensão fractal, respectivamente. Fushita (2006), por sua vez, classificou a ocupação da terra no município de Santa Cruz da Conceição, SP, baseando-se em fotografias aéreas, justificando que este material apresentou maior acurácia do que as imagens de satélite.

2.2 Banco de sementes do solo

A reserva de sementes viáveis presentes na superfície do solo foi constatada por Darwin, em 1859. Entretanto, somente na década de 1960, quando se percebeu a importância de considerar as sementes presentes no solo como parte da flora, é que o papel do banco de sementes teve a sua importância reconhecida na regeneração de habitats naturais (ROBERTS, 1981).

O interesse por banco de sementes teve início com a perda de produtividade agrícola, devido à importância do conhecimento do potencial sementeiro das plantas daninhas para seu controle. Assim, o conhecimento da flora daninha foi importante na previsão de riscos de infestação por plantas invasoras e para o manejo racional do uso de herbicidas (BATISTA NETO, 2005). Ultimamente, estes interesses também têm sido estendidos para o entendimento da dinâmica da regeneração de florestas.

O conhecimento da distribuição, quantificação e composição populacional do banco de sementes resulta em valiosa ferramenta para o entendimento da evolução das espécies, permitindo que sejam feitas várias inferências sobre o processo de regeneração natural, assim como a adoção de técnicas de manejo para conservação da diversidade biológica ou recuperação de áreas degradadas (LOPES *et al.*, 2006).

2.2.1 Fatores que influenciam o banco de sementes

Banco de sementes inclui todas as sementes viáveis não germinadas que estão enterradas ou na superfície do solo, capazes de substituir plantas adultas, podendo ser anuais ou perenes, estando susceptíveis a doenças ou serem consumidas por animais, incluindo o homem, constituindo-se um sistema dinâmico de entradas e saídas (GARWOOD, 1989). Pode ser formado por sementes alóctomas (originárias de outros locais) e/ou autóctomas (sementes de espécies locais).

A incorporação de novas sementes ao banco varia amplamente ao longo do ano e sua permanência no solo é muito variável, apresentando duas estratégias: temporária e persistente. A temporária é aquela na qual nenhuma semente apresenta dormência e não fica viável por mais de um ano, sendo esse banco composto por sementes de vida curta, principalmente de espécies herbáceas, dispersadas por curtos períodos durante o ano. A persistente é aquela na qual as sementes dormentes permanecem viáveis por longos

períodos, sendo dispersas em curtos ou longos períodos durante o ano (THOMPSON & GRIME, 1979; GARWOOD, 1989).

O acúmulo de sementes no banco do solo varia de acordo com a entrada - dispersão - e saída - germinação, predação, perda de viabilidade, fogo, danos físicos, etc. Portanto, o banco de sementes é produto de eventos bióticos e abióticos que ocorrem no ambiente (ALMEIDA-CORTEZ, 2004), conforme Figura 11.

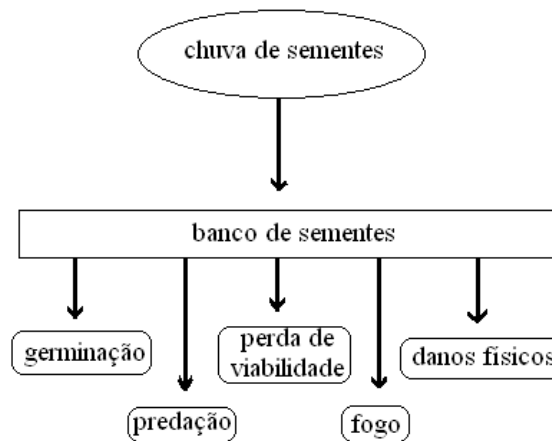


FIGURA 11: Dinâmica do banco de sementes no solo. Fonte: Adaptado de Almeida-Cortez (2004).

a) Chuva de sementes e dispersão

A entrada de sementes no banco pode ser determinada pela chuva de sementes e pelo subsequente transporte (dispersão), ou seja, quando as sementes são liberadas pelo próprio fruto, pelo fogo, vento, água e/ou por animais (SIMPSON *et al.*, 1989).

O predomínio de determinado mecanismo de dispersão sofre influência das condições físicas do ambiente. Na vegetação tropical úmida, como na Floresta Amazônica e Mata Atlântica, a dispersão ocorre com maior frequência por meio biótico que por vetores abióticos; nas florestas tropicais secas, principalmente no período de estiagem, há maior percentual de espécies com síndrome de dispersão associadas a meios abióticos, como o vento. A dispersão pelo vento é mais comum durante estações secas devido ao fato de a umidade dificultar a liberação das sementes e afetar a estrutura das alas e plumas características desse tipo de síndrome (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

Por mais eficiente que seja a forma de dispersão, há normalmente um acúmulo de sementes próximo à planta-mãe, o que atrai grande número de herbívoros, favorece a

ação de patógenos e acarreta uma competição intra-específica intensa entre as plântulas (MANTOVANI, 1993). Neste sentido, a dispersão pode ser considerada um evento vantajoso, pois aumenta as chances de sobrevivência de sementes e plântulas, tanto por evitar condições freqüentemente desfavoráveis encontradas próximo à planta-mãe, como elevada competição entre plântulas e ao ataque de patógenos e predadores, como também por aumentar as chances de recrutamento em locais propícios para o estabelecimento de novos indivíduos (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

O mecanismo de incorporação de sementes ao solo é pouco conhecido. Vetores biológicos como mamíferos e aves podem facilitar o processo de germinação por meio da do enterramento das sementes e escarificação durante sua manipulação (MELO *et al.*, 2004). Em contrapartida, diversos roedores costumam enterrar suas sementes em buracos profundos ou em troncos ocos, os quais são definitivamente desfavoráveis ao estabelecimento das plântulas (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

A duração da dormência varia grandemente entre as espécies. As sementes de espécies florestais de grupos ecológicos mais tardios apresentam viabilidade geralmente curta (freqüentemente menor que um ano). Assim, as espécies desses grupos formam banco de plântulas em razão de essas sementes não serem dormentes e tornam-se vulneráveis principalmente à predação.

Diversos tipos de dormência podem ser verificados (BASKIN & BASKIN, 1989):

1. Fisiológica: mecanismo de inibição fisiológica de germinação do embrião;
2. Física: impermeabilidade da semente à água;
3. Física/fisiológica: impermeabilidade da semente e mecanismo de inibição fisiológica;
4. Morfológica: embrião ainda não desenvolvido;
5. Morfofisiológica: embrião não desenvolvido e inibição fisiológica de germinação.

Em geral, o banco de sementes é composto de várias espécies, principalmente pioneiras e secundárias iniciais. Analisando o banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Batista Neto (2005) concluiu haver predomínio de espécies pioneiras, não tendo sido registrada nenhuma espécie secundária tardia. Esse resultado foi explicado em razão de as sementes de espécies pioneiras possuírem capacidade de entrar em dormência sob condições desfavoráveis,

permanecendo viáveis por um longo período de tempo, que pode variar entre espécies e condições ambientais.

Algumas espécies de plantas desenvolveram mecanismos para manterem suas sementes presas ao fruto na planta-mãe após a maturação, formando assim um banco aéreo. Com isso, possivelmente, evitam as condições adversas do banco de sementes do solo. As espécies que mantêm parte ou todas as suas sementes, após a maturação no banco aéreo, por certo período de tempo, são chamadas de serotinosas. Um exemplo de espécie que utiliza este mecanismo é a *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp., encontrada na Amazônia Central (OLIVEIRA *et al.*, 2006). Segundo esses autores, este mecanismo pode beneficiar as espécies de várias formas:

- aumento das chances de estabelecimento, em habitat de alta frequência de fogo;
- garantia de sementes para o ano seguinte, em espécies cuja produção não ocorre anualmente;
- redução da alta densidade de plântulas e, desta forma, diminuição da competição;
- dessincronização da dispersão, distribuindo as sementes ao longo do tempo, diminuindo a predação;
- redução do período de permanência das sementes no solo, mantendo-as no banco aéreo até que as condições ambientais de temperatura e umidade, principalmente, se tornem favoráveis à germinação.

b) Patógenos e predação

A ocorrência de patógenos é outro fator que pode influenciar na composição do banco de sementes, determinando de forma diferenciada a longevidade destas. Poucos estudos são realizados *in situ*, especialmente sobre bancos de espécies de florestas neotropicais (ALMEIDA-CORTEZ, 2004). Plântulas de espécies que apresentam desenvolvimento lento tornam-se mais vulneráveis ao ataque de patógenos e herbívoros, e, dessa forma, precisam investir parte de sua energia em defesas químicas e estruturais (MELO *et al.*, 2004).

O consumo de propágulos por animais diminui diretamente o número de sementes disponíveis no solo através da predação na pré-dispersão (antes da deiscência das sementes) ou reduz a abundância de propágulos que já estão no solo através da predação na pós-dispersão (após a deiscência das sementes). A predação pós-dispersão é

uma importante causa de perda de sementes, reduzindo a população de sementes em áreas cultivadas, pastagens naturais, florestas e deserto (CARDINA *et al.*, 1996). Os principais organismos que atuam em pré-dispersão são espécies de pássaros, insetos e ratos, e os que atuam em pós-dispersão são espécies de besouros, formigas, grilos e lesmas (KJELLSSON, 1985; CROMAR *et al.*, 1999).

Certos animais, principalmente insetos, alimentam-se de sementes de plantas daninhas, reduzindo a entrada de sementes no banco do solo e, portanto, a quantidade total de propágulos disponíveis à germinação. A busca de métodos alternativos para o controle de infestantes, baseados em princípios biológicos, fisiológicos e ecológicos das plantas, assume papel de destaque na ciência das plantas daninhas. Nesse contexto, a predação de sementes pode ser uma ferramenta natural importante para o manejo integrado de daninhas (BALBINOT JR *et al.*, 2002).

Formigas, além de serem dispersoras, podem reduzir a predação e serem cruciais para a manutenção do banco de sementes de determinadas espécies vegetais tais como *Mimetes pauciflorus* R. Br. e *Leucospermum glabrum* E. Phillips. As formigas consomem conteúdos da semente que seriam atrativos para outros animais maiores, reduzindo a predação por estes. No Sul da África, 84% de sementes produzidas por *Protea repens* L. foram danificadas por lepidópteros e coleópteros (PARKER & KELLY, 1989).

É evidente que a taxa de predação dependa das espécies vegetais presentes na área, composição da fauna, ambiente e manejo. Um dos fatores que influenciam diretamente a taxa de consumo diário de sementes é a própria espécie de planta. A preferência alimentar pode associar-se ao tamanho, forma, consistência e dureza do tegumento das sementes, disponibilidade de alimento no ambiente, arranjo das sementes na área, estruturas de proteção contra o ataque de predadores (pêlos ou espinhos), presença de substâncias tóxicas e qualidade nutricional. A interferência do tamanho das sementes no grau de consumo dependerá das espécies predadoras presentes na área. Adicionalmente, a predação normalmente não ocorre de maneira uniforme na área, sendo geralmente mais elevada nas bordas da área cultivada ou floresta (BALBINOT JR *et al.*, 2002).

c) Luz, temperatura e água

Da mesma forma que a luz, as temperaturas próximas à superfície do solo

podem variar bastante entre os ambientes e afetar o desenvolvimento das plântulas a partir do banco. O aumento da temperatura resulta em alta taxa de respiração na maioria das sementes, diminuindo assim o tempo de dormência. A disponibilidade de água é outro fator que pode ser considerado limitante para a germinação e desenvolvimento das plântulas (MELO *et al.*, 2004).

Estudando a germinação proveniente do banco de sementes em áreas com e sem distúrbios após o primeiro ano de exploração, em Manaus, Leal Filho (1995) verificou que o número de sementes germinadas foi maior nas áreas de maiores distúrbios, o que ocorreu devido aos maiores níveis de luz (Figura 12).

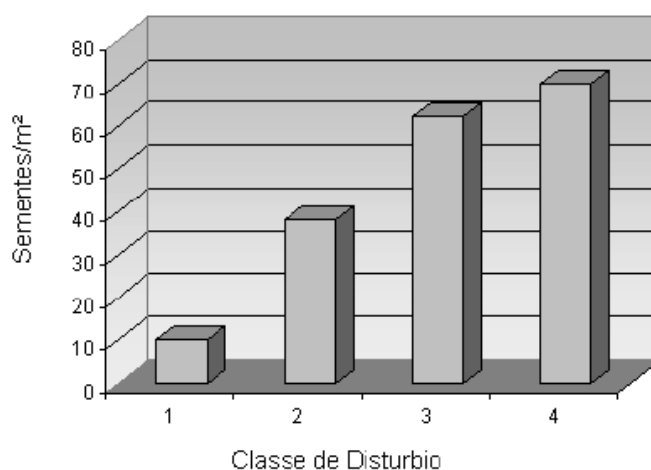


FIGURA 12: Número de sementes germinadas por m² no banco de sementes após exploração em diferentes classes de distúrbio: 1) Floresta intacta (0% de abertura do dossel); 2) Distúrbio leve (pequena clareira); 3) Distúrbio moderado (média clareira); 4) Distúrbio forte (grande clareira). Fonte: Leal Filho (1995).

Fatores fisiográficos indiretamente afetam a luz, temperatura e conteúdo de água, e conseqüentemente a quantidade de sementes no solo e sua germinação. Mudanças na posição do terreno, exposição e altitude causam alterações no regime hídrico, na disponibilidade de radiação, dentre outros.

Estudando um fragmento de floresta secundária na Zona da Mata de Minas Gerais, Louzada (2002) notou maiores transmissividades de radiação fotossinteticamente ativas no topo (16,6%), enquanto os valores mais baixos foram observados na exposição Sul (8%) e Leste (8,5%). Determinações de radiação solar global foram realizadas por Benincasa *et al.* (1983), que constatou que a área de exposição Norte recebeu maior quantidade de energia que a área de exposição Sul, com diferença de até 11,6%, apesar da pequena variação da topografia e de as áreas estarem

localizadas em baixa latitude (Jaboticabal, SP). Portanto, diferentes quantidades de energia são recebidas pela superfície do solo, impostas pela declividade e orientação do terreno. Ainda, latitudes mais elevadas tendem a produzir variações mais expressivas do micro-climas, e conseqüentemente do comportamento de plantas.

O efeito dos fatores fisiográficos sobre o banco de sementes deve-se também em razão do escoamento superficial da água das chuvas, que favorece o transporte das sementes. Além do efeito da água, existe também influência da força gravitacional, do vento e dos dispersores de sementes que agem carregando-as das posições mais elevadas às inferiores. O efeito sobre a germinação dessas sementes, por sua vez, deve-se à redução no conteúdo de umidade do solo. A umidade, principal fator de influência do solo, é fundamental para o processo de germinação das sementes, sendo que a umidade atua no tegumento, amolecendo-o, favorecendo a entrada de oxigênio e permitindo a transferência de nutrientes solúveis para as diversas partes das sementes.

Ainda pouco se sabe sobre a dinâmica do banco de sementes em função da erosão. O efeito do escoamento da água no solo acarreta conseqüências importantes na estrutura no banco de sementes e, conseqüentemente, no estabelecimento das plantas. Uma tentativa para compreender a variação sazonal e espacial do banco de sementes em duas situações topográficas (encosta superior e inferior), tipos de erosão (sulcos e entressulcos) e época do ano (seca e chuvosa) foi realizada em Serra Talhada, PE, em vegetação de caatinga (PESSOA, 2007). Foram realizadas coletas de amostras de solo e instalados vergalhões de ferro no intuito de avaliar o nível de remoção e deposição do solo. A densidade do banco foi avaliada pelo método de emergência de plântulas (Figura 13).

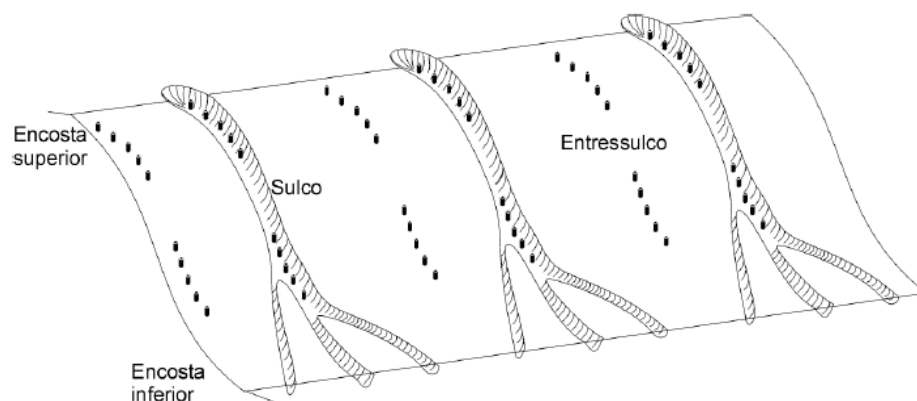


FIGURA 13: Esquema de coleta do solo e colocação dos vergalhões de ferro para análise da erosão em diferentes situações topográficas e tipos de escoamento em uma encosta com caatinga, Serra Talhada, PE. Fonte: Pessoa (2007).

Os resultados mostraram que cerca de 80% das sementes germinadas no banco foram herbáceas de ciclo de vida curto (anuais). A densidade de sementes viáveis germinadas foi maior na época de chuva que na seca. A encosta superior apresentou maior número de indivíduos em ambas as épocas. Em relação aos tipos de erosão, houve apenas diferença significativa na época chuvosa, quando os entressulcos apresentaram maior número de sementes e maior remoção do solo. Portanto, o estudo mostrou que existe uma forte relação entre densidade do banco de sementes e o escoamento da água (entressulcos apresentaram densidade de sementes quatro vezes maior que os sulcos). Além disso, a topografia também teve influência na densidade com a encosta superior tendo valores estatisticamente distintos e maiores que a parte inferior da encosta.

d) Fatores antrópicos

A exposição de sementes à luz por meio de distúrbios antrópicos pode conduzir à germinação maciça de sementes fotoblásticas positivas presentes no solo.

Sementes enterradas a maiores profundidades (superiores a 3 cm) e que formam banco de sementes persistentes tornam-se muito importantes para o estabelecimento em clareiras onde não houve chuva de sementes recente. No entanto, para a maioria das espécies, a regeneração a partir de sementes enterradas à certa profundidade depende de algum tipo de perturbação do solo (podendo ser antrópica), pois sementes muito pequenas só conseguem emergir se estiverem na superfície ou a poucos centímetros de profundidade (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

Em locais com intensa atividade exploratória, quase sempre envolvendo grandes áreas alteradas antropicamente, a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas via banco de sementes é improvável de ocorrer de forma satisfatória. Assim, por exemplo, em grandes áreas agrícolas, ocorre reduzido estoque de sementes dessas espécies, havendo domínio de invasoras herbáceas (COSTALONGA, 2006).

Atualmente, o efeito da fragmentação dos ecossistemas tropicais representa a maior causa de extinção local de populações e, conseqüentemente, sobre a dispersão e formação de banco de semente. Em florestas tropicais, onde as inter-relações são tênues e frágeis e cada caso pode ter uma conotação particular, qualquer distúrbio antrópico torna as interações muito vulneráveis. Por exemplo, a extinção local de frugívoros pela caça reduz o recrutamento de árvores zoocóricas por afetar a taxa de dispersão e reprodução e, conseqüentemente, aumentar o risco de extinção. Com a fragmentação, os

primeiros grupos a desaparecerem são os predadores do topo da cadeia, o que pode causar aumento na população de roedores e, por isso, um aumento na taxa de predação de sementes e plântulas (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

e) Efeitos do fogo

Diversos tipos de distúrbios naturais ou antrópicos podem alterar a dinâmica da vegetação florestal e desencadear o processo de sucessão secundária, como abertura de clareiras naturais pela queda de árvores, deslizamentos de terra, atividades vulcânicas, ataque de insetos e incêndios florestais. Dentre essas fontes de perturbação, vários autores relatam a importância do fogo, por afetar o funcionamento dos ecossistemas, influenciando a sucessão vegetal, a composição e estrutura florestal, o acúmulo de serapilheira, a ciclagem de nutrientes, a população de insetos, o banco de sementes no solo e a rebrota de espécies arbustivo-arbóreas (MARTINS *et al.*, 2002).

O impacto do fogo é suficientemente severo para que todas as taxas vitais sejam afetadas, incluindo o estabelecimento de sementes, sobrevivência, crescimento, reprodução sexuada e vegetativa (HOFFMANN & MOREIRA, 2002).

O fogo pode causar aumento na taxa de germinação de sementes, o que pode não ser atribuída apenas à quebra de dormência, mas também ao fato de o fogo matar larvas e predadores. Aumento da germinação de sementes também pode ser atribuído à remoção da serapilheira, aumento da disponibilidade de luz no nível do solo e a um enriquecimento de nutrientes minerais temporário na superfície do solo.

O fogo pode afetar a germinação de sementes de diversas maneiras, aumentando sua germinação de forma direta ou indireta, e mesmo inviabilizando suas sementes devido à queima. Os efeitos do fogo são variáveis e dependem da duração e intensidade de cada evento e, principalmente, da adaptação da comunidade à sua passagem. A arquitetura das plantas também é estratégia para proteção contra os efeitos das altas temperaturas do fogo. Copas mais altas tendem a colocar folhas e, principalmente, flores, frutos e sementes mais distantes do fogo e, portanto, garantem a produção e dispersão de sementes após o incêndio. Raízes profundas tornam as plantas menos suscetíveis ao fogo e garantem a rebrota. A proteção às sementes também pode ocorrer na copa ou no banco do solo. Na copa, a proteção ocorre pelos tecidos das próprias sementes ou dos frutos e, no banco do solo, a proteção é realizada pelo tegumento ou pela baixa umidade dos tecidos e pelo isolamento proporcionado pelo solo (MELO, 2007).

Alguns estudos têm sido desenvolvidos abordando os efeitos do fogo sobre o banco de sementes em florestas tropicais úmidas (UHL *et al.*, 1982; PUTZ, 1983; UHL & CLARK, 1983; UHL, 1987). Em Floresta Estacional Semidecidual, entretanto, são muito raras pesquisas que tratem dos efeitos do fogo sobre o banco de sementes, podendo ser citados Marod *et al.* (2002), para Floresta Tropical Estacional na Tailândia; Dalling *et al.* (1997), para floresta tropical úmida estacional em Barro Colorado, Panamá; e Melo (2007) e Camargos (2008) para Florestas Estacionais Semidecíduais em São Paulo e Viçosa, respectivamente. Estes estudos mostraram que bancos de sementes atingidos por fogo apresentam perdas de riqueza e de densidade. As sementes são tipicamente encontradas na camada superficial do solo, onde serão destruídas durante uma queima.

Melo (2007) ainda observou que, exclusivamente para o banco de espécies arbóreas, há interação entre ocorrência do fogo e distância de borda da floresta: até 20 m da borda foram detectados maiores reduções na densidade e riqueza de espécies.

Entretanto, o fogo tem complexos efeitos sobre a reprodução, estimulando algumas espécies que aumentam o florescimento, a germinação de sementes e o número de plântulas. Isto determinou que algumas espécies criassem inclusive dependência do fogo para se reproduzirem.

Bem conhecido é o efeito do fogo sobre a quebra de dormência de sementes de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth). Em condições normais, a semente dessa espécie apresenta baixa porcentagem de germinação em função da sua dormência. O fogo (aumento da temperatura) aumenta a permeabilidade do tegumento e, assim, possibilita a absorção de água pela semente, promovendo a germinação (Tabela 1).

TABELA 1: Teste de germinação de sementes de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) após tratamento térmico.

Profundidade	Temperatura máxima (°C)	Germinação (%)
Testemunha	--	29,2
0 a 2 cm	superior a 100	0
2 a 4 cm	80	82,5
4 a 6 cm	58	89,7
6 a 8 cm	38	78,4

Fonte: Adaptado de Roth (1982).

Apesar de a camada de solo superficial (até 2 cm) proporcionar temperaturas muito altas (superiores a 100°C), provocando a morte das sementes, profundidades superiores a esta promoveram elevada porcentagem de germinação das sementes de bracatinga (ROTH, 1982).

O estímulo do fogo à liberação de sementes ocorre em espécies que acumulam sementes num banco reservado no dossel de plantas, que persistem em inflorescências ou protejam-se por tegumentos rígidos. Os mecanismos relacionados à liberação são choque de calor e liberação de substâncias químicas na fumaça (etileno e amônia), que aumentam a permeabilidade dos tegumentos da semente. Já os mecanismos específicos de estímulo do fogo à germinação e crescimento são elevação do conteúdo de nutrientes no banco de sementes do solo, presença de gases na fumaça e substâncias químicas que permeiam o embrião induzindo a mudanças enzimáticas que desencadeiam a germinação. Também a condição pós-fogo pode apresentar algumas vantagens para as novas plântulas, como espaço aberto, oferta de recursos (luz, temperatura e nutrientes) e menor número de predadores (HERINGER & JACQUES, 2001).

O banco de sementes persistentes representa um mecanismo de sobrevivência para espécies sujeitas a distúrbios periódicos. Embora o fogo seja o maior perigo nas savanas e florestas de coníferas, causado por ação antrópica ou pela ocorrência de relâmpagos na estação seca, as plantas são bem adaptadas e recuperaram-se rapidamente até com as mais intensas queimadas.

Hoffmann (1998), estudando espécies do cerrado [*Periandra mediterrânea* (Vell.) Taub. (subarbusto), *Miconia albicans* (Sw.) Triana e *Rourea induta* Planch. (arbustos), *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze, *Piptocarpha rotundifolia* (Less.) Baker e *Roupala montana* Aubl. (árvores)], descreveu as seguintes observações: quatro das seis espécies se reproduziram vegetativamente por meio de rizomas; o fogo teve impacto negativo na reprodução sexuada, causando imediata redução das estruturas reprodutivas das plantas e de sementes, sendo que apenas uma das espécies (*Piptocarpha rotundifolia*) apresentou aumento da produção de sementes após a passagem do fogo, e o restante apresentaram redução da produção de sementes no ano seguinte ao fogo. O fogo causou destruição significativa de sementes no solo. Concluiu que a reprodução vegetativa é muito importante em biomas sujeitos às altas frequências de fogo tal como nos cerrados.

Kilgore (1973) discutiu a importância do fogo para o Parque Nacional da Serra Nevada (Califórnia), onde ocorrem florestas de *Pinus ponderosa* e florestas mistas de

coníferas. Sendo essas florestas consideradas dependentes do fogo, estudos estão sendo feitos para a determinação original da sua frequência, que ocorria naturalmente na área, a fim de restaurar seu uso, permitindo a continuação do processo natural. Dentre os benefícios da queima moderada citou:

a) Preparação do banco de sementes: após a passagem do fogo, a manta macia de cinzas que fica sobre o solo faz com que as sementes penetrem neste ao caírem, o que favorece a sua germinação;

b) Ciclagem de nutrientes: o fogo apresenta importante papel no retorno rápido de nutrientes ao solo. Nesta floresta de clima temperado e para florestas tropicais, esta função torna-se ainda mais importante;

c) Influência na sucessão vegetal: a destruição de indivíduos (geralmente mais velhos, doentes e/ou atacados por insetos) aumenta a disponibilidade de luz no interior da floresta, estimulando a germinação de sementes do banco;

d) Influência na fauna: além de a luz em si atrair animais para o interior da floresta, ainda o estabelecimento de árvores/arbustos novos geram alimentos para estes, seja por meio de seus frutos ou por suas folhas tenras;

e) Influência no risco de incêndios: os verões quentes e invernos secos, característicos da Serra Nevada, proporcionam grande acúmulo de combustíveis no piso da floresta. Quanto mais tempo a floresta ficar sem queimar, maior será este acúmulo e, conseqüentemente, maior o risco de catástrofes.

Archibld (1989) observou três associações de plantas com o fogo: algumas espécies foram encontradas apenas em locais sombrios não atingidos pelas chamas (espécies perenes de reprodução vegetativa); outras espécies foram restritas a locais queimados (espécies anuais com reprodução com sementes); e o terceiro grupo de espécies consistiu de espécies que germinaram tanto em locais atingidos quanto em locais não atingidos pela queima.

Portanto, nota-se uma grande complexibilidade entre os fatores influentes sobre o banco de sementes, que influem desde a fase de formação/dispersão até a germinação. O fator fogo parece ser o mais complexo deles, podendo prejudicar ou favorecer o banco em função da sua interação com todas as demais características ambientais.

2.2.2 Função do banco de sementes na recuperação de áreas degradadas

O conhecimento do banco de sementes do solo é importante para subsidiar o manejo da regeneração natural. Quando se planeja a recuperação de áreas degradadas através da regeneração natural, o banco de sementes torna-se fundamental, pois representa o potencial inicial de recuperação florística (COSTALONGA, 2006).

A importância do banco de sementes relaciona-se com os grupos ecológicos importantes na sucessão secundária, como as pioneiras, restaurando a riqueza de espécies arbustivo-arbóreas no ambiente. Em uma área de transição entre mata de galeria e pastagem no município de Francisco Dumont, MG, foi verificado que o número de indivíduos emergidos do banco de sementes variou com a distância da fonte de propágulos, sendo que o número de pioneiras encontradas sugere a necessidade de enriquecimento com espécies arbóreas e arbustivas de grupos ecológicos diversos (CASTRO *et al.*, 2003).

O conhecimento da expressão do banco de sementes também é útil para a estimativa de futuras infestações de espécies agressivas tais como de braquiárias, que podem comprometer a restauração. Desta forma, o conhecimento do banco de sementes apresenta grande utilidade, não apenas devido à possibilidade de conservação da diversidade genética, mas também em função de fatores econômicos, podendo tornar o processo de recuperação florestal mais barato e eficiente em determinados casos.

A quantificação do número de sementes viáveis e da diversidade do banco de sementes do solo em área de domínio ciliar submetida a diferentes usos do solo de 51 propriedades rurais foi realizada por Gasparino *et al.* (2006) no Município de Marechal Cândido Rondon, PR. Esses autores averiguaram que o número total de germinantes nas coletas de março e junho foi maior nas amostras do banco de sementes oriundas de áreas com agricultura e de pastagem; enquanto que, na coleta de dezembro, o número total de germinantes foi maior nas amostras de solos com remanescentes arbóreas. Justificaram que as coletas realizadas em março e junho foram coincidentes com o ciclo da cultura do milho-safrinha nas áreas utilizadas para a agricultura na região deste estudo, concluindo que a sucessão vegetal que se desenvolverá nas áreas de domínio ciliar estudadas necessitará de um intervalo de tempo maior para apresentar estratos arbustivo-arbóreas. Conseqüentemente, a construção de cercas e a não-utilização das áreas estudadas não garantem sucesso através da revegetação natural, sendo que a

revegetação dessas áreas necessitará do plantio de mudas ou da semeadura direta de espécies arbóreas para acelerar a sucessão vegetal.

Em estudo desenvolvido em Paula Cândido, MG, visando a caracterizar o banco de sementes do solo sob diferentes coberturas florestais (pastagem, plantio de eucalipto e fragmento de Floresta Estacional Semidecidual), Costalonga (2006) concluiu que o banco de sementes das áreas estudadas apresentou-se constituído predominantemente por ervas invasoras (gramas e ervas), o que é uma característica de ambientes perturbados. As espécies pioneiras predominaram dentre as espécies arbustivo-arbóreas do banco de sementes nos três tipos de cobertura vegetal. Espécies secundárias tardias não foram encontradas e, dessa forma, há necessidade de uso de plantio de enriquecimento com espécies de grupos ecológicos mais avançados para acelerar o processo de sucessão.

2.3 Resgate de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas

2.3.1 Estado da arte

As primeiras tentativas de restauração florestal foram realizadas de forma empírica, buscando reproduzir ecossistemas maduros de referência por meio de plantios de mudas de espécies finais de sucessão e aplicando técnicas agronômicas e silviculturais. Essa fase da tentativa de restaurar florestas foi bastante influenciada pelo Paradigma Clássico da ecologia, em que ecossistemas eram considerados sistemas fechados e pouco sujeitos a perturbações, e a sucessão culminava com um clímax único. No entanto, com mudança desse paradigma e aceitação do Paradigma Contemporâneo, os ecossistemas passaram a ser entendidos como sistemas abertos sujeitos a variados tipos de distúrbios, e que a sucessão após esses distúrbios é influenciada por uma série de fatores (PARKER & PICKETT, 1997).

Devido à não-consideração dos atuais aspectos ecológicos que regem a organização florística e estrutural das populações de plantas ao longo do tempo, inúmeros projetos de recuperação de áreas degradadas baseadas apenas em técnicas silviculturais e agronômicas de plantio de mudas de poucas espécies arbóreas (inclusive exóticas e até de gramíneas) mostraram-se ineficientes para resgatar a integridade dos ecossistemas e garantir sua sustentabilidade e, por isso, têm sido substituídos por modelos e técnicas de restauração florestal baseados no paradigma contemporâneo (MARTINS *et al.*, 2007).

Dentre estes novos modelos e técnicas, pode-se destacar a transposição da serapilheira, uso de galhadas provenientes de podas e o conhecimento e utilização da regeneração natural proveniente do banco de sementes no solo (MARTINS *et al.*, 2007). Outra técnica bastante promissora trata-se do resgate de indivíduos da flora (plântulas, jovens ou até indivíduos adultos), útil principalmente nos casos em que a implantação de empreendimentos envolve a retirada de cobertura vegetal remanescente. O resgate de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes pode ser definido como a retirada de plântulas de espécies arbustivo-arbóreas nativas que regeneram no interior de fragmentos florestais, levando-os para adaptação e desenvolvimento em viveiro com posterior utilização em áreas a serem restauradas (NAVE, 2005).

Plântula é um indivíduo vegetal desenvolvido a partir de uma semente. Em um sentido estritamente fisiológico, um indivíduo será uma plântula enquanto depender da

reserva de sua semente; enquanto uma porção significativa da sua biomassa for oriunda das reservas da semente; ou quando apresentar alguma estrutura funcional produzida a partir das reservas da semente. Nas fases posteriores, quando o indivíduo passa a depender de fonte nutricional externa e a realizar fotossíntese, denomina-se de muda ou planta. Na prática, nem sempre é possível identificar essas condições. Como consequência, há tendência de se reconhecer como plântulas os indivíduos jovens com até 50 cm de altura (MELO *et al.*, 2004).

Apesar de a produção de mudas a partir do resgate de indivíduos da flora ser de conhecimento antigo dos silvicultores europeus, essa prática ainda é muito pouco utilizada e estudada no Brasil. Os trabalhos são escassos, apresentam resultados distintos entre si e estão restritos a algumas espécies, não sendo considerada a comunidade arbustivo-arbórea como um todo. Existem bem poucos trabalhos na literatura científica que relatam o resgate de plântulas de espécies tropicais para a restauração florestal.

Essa técnica, que vem ganhando força atualmente, já foi usada instintivamente no século XIX, em iniciativas como o reflorestamento da Floresta Nacional da Tijuca, no Rio de Janeiro, através do aproveitamento da regeneração natural que ocorria nas entrelinhas dos plantios e também do transplante de mudas na área de recuperação trazidas de fragmentos florestais remanescentes no entorno.

A criação da Floresta Nacional da Tijuca está estreitamente ligada ao problema de abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro, principal razão da sua criação. O café foi introduzido neste Estado por volta de 1760, tendo sido o berço dos cafezais brasileiros. A partir deste ano, principalmente na Tijuca, lugar predileto para esta cultura, derrubavam-se as matas para aumentar as plantações, ação esta aliada ao comércio de lenha e carvão. Paralelamente, evoluía o problema da carência de água. Em 1817 e 1818, o Governo Imperial baixou severas disposições, apesar de pouco respeitadas, no sentido de proteger as matas e, conseqüentemente, os mananciais. Em 1844, quando a cidade foi assolada por uma terrível seca, surgiu a proposta de desapropriação de terrenos na Tijuca, fato que se consolidou em 1854. Essa desapropriação fazia-se necessária, uma vez que as propriedades particulares passaram a ser vistas como uma ameaça constante à conservação das matas. A situação permanecia caótica. Embora a situação das matas da Tijuca fosse bem precária, não chegaram a ser totalmente destruídas. No dia 11 de dezembro de 1861, Manuel Felizardo de Souza (Primeiro Ministro da Agricultura) anunciou uma Portaria aprovada por D. Pedro II que

especificava o estabelecimento de uma “plantação regular de arvoredo no país”, no terreno nacional da Tijuca. A plantação devia ser feita especialmente nas clareiras das florestas, pelo sistema de mudas, as quais deveriam vir de florestas próximas até que fosse possível estabelecer viveiros nos próprios locais. Em janeiro de 1862, Manuel Gomes Archer, designado por D. Pedro II para ser administrador da Tijuca, deu início aos trabalhos de reflorestamento. Como ainda não havia viveiros, Archer lançou mão da utilização de mudas e sementes das propriedades vizinhas, conforme especificado pela Portaria. Um ano depois, os resultados foram animadores e, em 1865, os viveiros da Floresta da Tijuca começaram a produzir, fornecendo então novo impulso para Archer (CCN, 1966).

Evidencia-se, assim, que o Brasil foi um dos primeiros países do mundo e, possivelmente, o primeiro da América Latina, a implantar a silvicultura com espécies mistas. Tratou-se de uma obra ímpar em todo o Brasil, mesmo na época de hoje. Adquire ainda maior importância ao lembrar que nenhum conhecimento de silvicultura científica existia naquela ocasião, nenhuma técnica fora empregada, nenhuma escola fora seguida, a não ser a da própria natureza. Não havia máquinas, apenas mão-de-obra braçal. A grande diversidade de espécies vegetais empregada tornou o trabalho ainda mais reconhecido. Devido a isso, constitui-se o mais belo exemplo que temos de uma grande área recuperada pelo reflorestamento artificial. Trata-se, atualmente, da maior floresta artificial do mundo, com área aproximada de 3.300 ha, e até hoje a população do Rio de Janeiro é abastecida pela água dos mananciais recuperados na Floresta Nacional da Tijuca (CCN, 1966).

Em comparação ao método tradicional de uso de sementes, o transplante de plântulas resgatadas dispensa as etapas de coleta das sementes, beneficiamento, armazenamento, germinação e desenvolvimento da plântula até o tamanho ideal para sua repicagem. Estas etapas geralmente são complicadas e onerosas devido à falta de informações básicas como localização das matrizes, ponto de maturação dos frutos, técnica de beneficiamento, armazenamento e quebra de dormência. Isso faz com que a diversidade de espécies encontradas na maioria dos viveiros ainda seja muito baixa. O aproveitamento das mudas por meio do resgate irá aumentar e complementar a diversidade de espécies produzidas nos viveiros (CORVELLO, 1983; SEITZ & CORVELLO, 1984; AUER & GRAÇA, 1995; NAVE, 2005; VIANI, 2005; BRITO & MARTINS, 2007; VIANI & RODRIGUES, 2007).

Outra técnica bastante promissora testada por Martins *et al.* (2007) foi o transplante de plântulas oriundas da germinação do banco de sementes do solo. De forma semelhante ao resgate de plântulas da regeneração natural, o resgate de plântulas do banco de sementes também apresenta como vantagem o fato de evitar as etapas de coleta e beneficiamento de sementes. Nessa técnica, amostras de solo coletadas até uma profundidade de 5 cm (região de maior ocorrência de banco de sementes) são transportadas até o viveiro. Com condições ótimas de luz e umidade, é possível obter grande quantidade de plântulas, de várias espécies, geralmente pioneiras e herbáceas. Estas devem ser então transferidas para recipientes (sacos plásticos ou tubetes) e mantidas no viveiro até atingirem tamanho ideal para plantio no campo. Portanto, esta se trata de mais uma alternativa de baixo custo para produção de grande diversidade de mudas de espécies nativas para uso em restauração florestal de áreas degradadas.

2.3.2 Técnica de resgate das plântulas

Embora o resgate possa ser realizado nas várias formas de vidas (árvores, lianas e epífitas não agressivas) e tamanho de plantas, geralmente são estudados apenas os indivíduos jovens arbustivo-arbóreos devido a sua importância inicial para estruturação inicial da floresta, criando ambientes favoráveis para o desenvolvimento das demais formas de vida (NAVE, 2005).

De modo geral, o resgate das plântulas de espécies arbustivo-arbóreas da regeneração natural segue a seguinte metodologia (Figura 14): devem ser retiradas do local de origem com bastante cuidado, evitando a quebra de raízes, sendo destorroadas para ficar com raiz nua. As plântulas devem ter todas suas folhas cortadas, auxiliando no sucesso de pega pela redução do estresse hídrico. O corte das folhas também auxilia no monitoramento do seu desenvolvimento, uma vez que facilita a visualização da emissão das novas folhas. Imediatamente após a retirada do solo e corte das folhas, as plântulas devem ser acondicionadas em água, sendo deste modo imediatamente transportadas para o viveiro. Se possível, é preferível que, após o destorroamento e corte das folhas, as plântulas sejam imediatamente transplantadas nos recipientes individuais. Caso contrário, a transferência de cada plântula para recipientes individuais deve ocorrer o mais rápido possível após sua coleta no campo (até 12 horas). Uma vez no viveiro, as plântulas devem ser mantidas sob irrigação em abundância, com controle de plantas daninhas. A irrigação em abundância é essencial para sua boa recuperação

devido à fragilidade do seu sistema radicular. Após um período mínimo de três meses no viveiro, onde as plântulas estão sob sombrite, deve ocorrer sua rustificação, com exposição ao pleno sol e restrições hídricas e nutricionais, antes de serem finalmente enviadas ao campo para seu plantio definitivo.

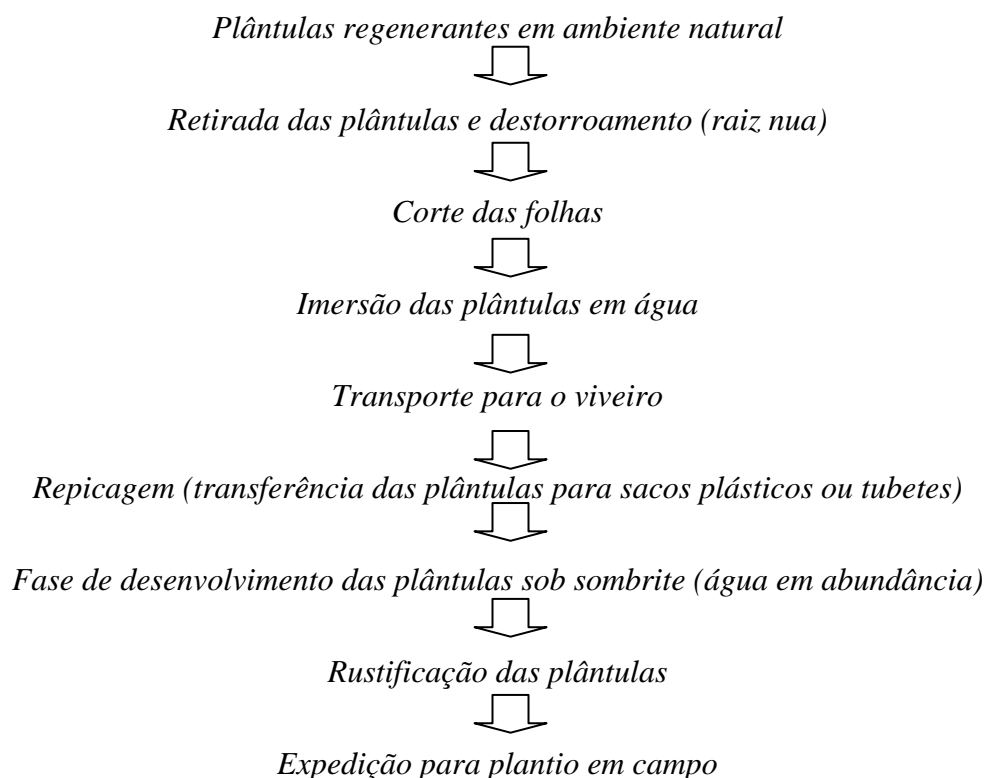


FIGURA 14: Seqüência da atividade de resgate das plântulas de espécies da flora.

2.3.3 Fatores que influenciam o resgate das plântulas

Diferentes resultados têm sido obtidos com a metodologia de transferência das plântulas regenerantes, o que expressa a diversidade de variáveis envolvidas na sobrevivência de uma plântula quando transplantada para o viveiro. Entre estas variáveis, estão a própria espécie e suas respectivas características fisiológicas, a época do ano em que a transferência é realizada, o tamanho das plântulas transplantadas e as condições de sombreamento do local em que as plântulas permanecem após a transferência (VIANI, 2005).

Testando o resgate de plântulas de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, Nave (2005) observou que a densidade das plântulas resgatadas foi muito próxima para distintas épocas do ano (inverno e verão), sendo de 38.700 e 37.900 plântulas/ha,

respectivamente, mas com uma diferença significativa para as plântulas sobreviventes, que apresentaram 16.500 e 26.600 plântulas/ha para o inverno e verão, respectivamente. Justificou a elevada diferença de sobrevivência nas duas épocas as fortes geadas na região que ocorreram semana após o resgate das plântulas da floresta.

A baixa quantidade de sementes viáveis associada à baixa germinação das sementes prejudica a obtenção de material vegetal para micropropagação de algumas espécies florestais tal como da canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer). Isso levou Auer & Graça (1995) a utilizarem a coleta de plântulas germinadas sob matrizes no campo e seu transplante para casa de vegetação para resolver este problema. A sobrevivência das plântulas coletadas a campo, após 90 dias de transplante, apresentou-se superior a 90%. Descreveram o método como trabalhoso, porém justificável pela quantidade e qualidade das mudas obtidas.

Variação nas taxas de sobrevivência em viveiro entre espécies, tais como constatadas por Corvello (1983), Nemer *et al.* (2002), Nave (2005) e Viani (2005), são evidentes, pois as espécies apresentam características morfológicas e fisiológicas intrínsecas e muito específicas, portanto, justificando as variações.

Nemer *et al.* (2002) analisaram o comportamento da regeneração natural transplantadas em condições alteradas de luz (clareiras de diferentes áreas: 200 a mais de 600 m²), resultantes da exploração florestal, no município de Moju, PA. Concluíram que houve uma taxa de sobrevivência de 80% das espécies, três meses após o plantio. Diferentes comportamentos foram verificados entre as espécies: a maior sensibilidade ao transplante foi verificada na *Vouacapoua americana* Aubl., seguida de *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don, *Tabebuia serratifolia* (Vahl) G. Nicholson, *Protium paraense* Cuatrec., *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W. Grimes e *Sterculia pruriens* (Aubl.) K. Schum. Essa ordem indica prioridade do plantio para as duas últimas em programas de enriquecimento. Concluíram ainda que o tamanho da clareira não influenciou a sobrevivência da espécies às plântulas localizadas na sua parte central.

Embora não seja regra para todas as espécies, o transplante direto para o campo, sem uma pré-adaptação em viveiro, apresenta maiores taxas de mortalidade. Assim, a transferência das plantas primeiramente para um viveiro com sombreamento minimiza o impacto sofrido no transplante e aumenta as taxas de sobrevivência (VIANI, 2005).

A viabilidade de aproveitamento de plântulas de *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. (erva-mate), *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (canela-guaicá) e *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. (pinheiro-bravo) obtidas da regeneração natural de uma floresta

nativa localizada no Sul do Brasil foram estudadas por Corvello (1983). Esse autor procurou determinar a melhor técnica de utilização destas plântulas em plantios florestais. Metade das plântulas selecionadas foram extraídas da regeneração, passando por uma fase de viveiro (3 meses), onde receberam condicionamento especial através de transplante para recipientes, irrigações e sombreamento, sendo levadas depois, para o plantio definitivo no campo. A outra metade das plântulas permaneceu esse tempo na floresta, sendo extraídas da regeneração somente por ocasião do plantio definitivo, e utilizadas na modalidade de raiz nua, em plantio direto. Após seis meses de avaliação, concluiu, para as espécies *Ilex paraguariensis* e *Ocotea puberula*, que o plantio das plântulas condicionadas em viveiro por um período de três meses foi indispensável para uma pré-adaptação, garantindo o sucesso do plantio. Já para a espécie *Podocarpus lambertii*, o plantio direto com raiz nua apresentou ótimos resultados.

Considerando apenas as plântulas que foram transplantadas diretamente para o campo, 180 dias após o plantio, Seitz & Corvello (1984) também descreveram as diferenças nítidas de comportamento entre as espécies: *Podocarpus lambertii* com a maior sobrevivência (90,5%), *Ocotea puberula* com sucesso razoável (63,3%) e *Ilex paraguariensis* com as maiores dificuldades (23,3% de sobrevivência). Correlacionando a sobrevivência das espécies com as características morfológicas (altura, diâmetro do colo e relação altura/diâmetro do colo), notificaram que houve pequena variação morfológica entre os indivíduos de *Podocarpus lambertii*, porém pronunciadas variações em *Ocotea puberula* e *Ilex paraguariensis*. Os autores citados acima defenderam que a maior homogeneidade morfológica entre as mudas de *Podocarpus lambertii* provavelmente foi o fator responsável pela elevada sobrevivência desta espécie. Seguindo o mesmo raciocínio, as sobrevivências reduzidas das espécies *Ilex paraguariensis* e *Ocotea puberula* ocorreram, provavelmente, devido a maior diferenciação morfológica. Esse trabalho de Seitz & Corvello (1984) comprovou a importância do controle da qualidade das mudas para um racional plantio florestal. No caso de restauração de ambientes degradados, da mesma forma que ocorre em um plantio comercial, as mudas devem ser de ótima qualidade, uma vez que o ambiente é geralmente pobre em nutrientes. Existe a errônea idéia de que mudas de qualquer qualidade são adequadas para a recuperação, sendo que, em muitas vezes, as mudas de piores qualidades produzidas nos viveiros são destinadas para este fim, enquanto que deveria ocorrer o inverso. Isso vem a contribuir para insucessos em muitos projetos de restauração florestal.

Comportamento diferenciado de espécies pioneiras e não-pioneiras em viveiro é conhecido na produção de espécies nativas quando propagadas por sementes (GONÇALVES *et al.*, 2000) e parece ser também evidente quando as plântulas são obtidas por meio do transplante da regeneração natural (VIANI, 2005; VIANI & RODRIGUES, 2007). Plântulas não-pioneiras germinam e permanecem sob o dossel florestal, em locais sombreados, onde a luminosidade é bastante reduzida, a umidade do ar é mais alta e a temperatura mais amena. Assim, sofrem maior impacto quando transferidas para viveiro a pleno sol ou mesmo com certo grau de sombreamento, principalmente por não suportarem os aumentos na radiação solar, na temperatura e na umidade. No entanto, Viani (2005) e Viani & Rodrigues (2007) descreveram algumas exceções de espécies não-pioneiras que apresentaram altos índices de sobrevivência na transferência ao viveiro tais como *Campomanesia guaviroba* (DC.) Kiaersk., *Casearia decandra* Jacq., *Cupania vernalis* Cambess. e *Prunus sellowii* Koehne, de forma que tais impactos no transplante não se configuram como entraves à produção de espécies não-pioneiras por meio da transferência da regeneração natural para viveiro.

A fim de proceder a uma análise criteriosa quanto à sobrevivência nos diferentes tamanhos de plântulas, Viani (2005) as separou por classes de altura: classe I (até 10 cm de altura), classe II (entre 11 a 20 cm) e classe III (de 21 a 30 cm). Para plântulas advindas de um sub-bosque de eucalipto, os melhores índices de sobrevivência ocorreram às classes I e II, portanto, até 20 cm de altura. Para as plântulas oriundas de um remanescente florestal, melhor índice ocorreu apenas para as plântulas de até 20 cm de altura. Há, no entanto, grande divergência sobre o tema. Corvello (1983) recomendou, para *Ocotea puberula* e *Ilex paraguariensis*, a utilização de mudas com 30 a 60 cm. Entretanto, Nave (2005) obteve melhores resultados quando as plântulas transplantadas continham até 20 cm de altura e justificou que taxas de mortalidade maiores para plântulas de maior porte estariam ligadas ao dano às raízes, provocando um desequilíbrio hídrico na planta, que perderia mais água do que suas raízes danificadas seriam capazes de absorver (LÜTTGE, 2008). Além disso, plântulas de maior porte exigem também grandes esforços para sua retirada, causando problemas de espaço no transporte. Devido a sua baixa sobrevivência, ainda aumenta o custo de restauração (NAVE, 2005).

Sendo que atualmente a técnica de resgate de plantas somente é permitida em remanescentes florestais que serão suprimidos (NAVE, 2005), por algum motivo, deve ser usada como técnica complementar da produção oriunda de sementes (MARTINS,

2007), Nave (2005) explorou esta técnica para o aproveitamento de propágulos que seriam suprimidos com o corte da vegetação florestal de uma área legalmente autorizada. De maneira semelhante, Brito & Martins (2007) destacaram esta técnica como uma das possíveis medidas mitigadoras para o cultivo de arroz irrigado, que necessita da retirada da cobertura vegetal remanescente. Plântulas foram resgatadas de canais de irrigação e pastagens, áreas que seriam erradicadas. Viani & Rodrigues (2007) citaram que esta técnica também é viável em sistemas florestais que possibilitam a presença de regeneração natural, como é o caso de cultivos de eucalipto e pinus, que podem constituir possíveis ambientes fornecedores de plântulas para uso em restauração.

**3. CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS (1984 - 2007),
MUNICÍPIO DE CARANDAÍ, MINAS GERAIS**

3.1 INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação que se intensifica nos tempos recentes tem resultado na formação de paisagens com pouca diversidade de habitat natural, com fragmentos isolados e de dimensões reduzidas.

Um fragmento florestal pode ser definido como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras antrópicas ou naturais (ex.: estradas, povoados, pastagens, lagos, culturas agrícolas e florestais), capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes (VIANA, 1990). Como principais conseqüências da fragmentação provocada por ação abiótica, podem-se citar as alterações no microclima (umidade, temperatura e radiação solar), particularmente nas bordas dos fragmentos. Outra ação abiótica é o aumento dos riscos de erosão, assoreamento dos cursos d'água e redução do recurso água, pela menor capacidade de retenção de água das chuvas, maior velocidade de escoamento destas e maior evapotranspiração. Dentre as conseqüências da fragmentação de origem biótica, podem-se citar a perda da biodiversidade microbiológica do solo, da flora e da fauna, a perda da diversidade genética, a redução da densidade ou abundância, alteração da estrutura da vegetação, maior possibilidade de ocorrência de espécies invasoras, dentre outras. Estes danos podem ocorrer para a espécie em particular ou para a comunidade de plantas, podendo ainda provocar a modificação ou mesmo a eliminação das relações ecológicas originalmente existentes entre as espécies vegetais, os polinizadores e os dispersores (BORGES *et al.*, 2004).

A busca de conhecimento ecológico dos fragmentos florestais permite aplicar uma gestão ambiental correta quanto ao manejo florestal, podendo esta questão ser estudada pela Ecologia da Paisagem. Dessa forma, a avaliação da paisagem torna-se importante para diagnosticar os problemas atuais, estimar influências futuras e apontar as mudanças necessárias para manter o equilíbrio natural.

O uso integrado dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) e imagens de satélite de alta resolução são de extrema importância em estudos de Ecologia da Paisagem, por permitirem a detecção precisa dos fragmentos remanescentes, seus estados de conservação e as áreas em que o uso da terra encontra-se conflitante com a legislação ambiental vigente (BRITO *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

3.2 OBJETIVOS

3.2.1 Objetivo geral

- Caracterizar a paisagem, com ênfase nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária, localizada na região envolvendo o município de Carandaí, MG, considerando sua evolução durante o período de 1984 a 2007.

3.2.2 Objetivos específicos

- Utilizar-se dos conceitos e ferramentas da Ecologia da Paisagem para caracterizar os fragmentos florestais nativos (Floresta Estacional Semidecidual secundária) localizados na área de estudo;
- Analisar a dinâmica da paisagem (análise temporal) considerando os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007;

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.3.1 Área de estudo

Caracterizou-se a paisagem com ênfase nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária, dentro e no entorno de uma propriedade rural onde será realizada a restauração florestal como medida compensatória.

Essa propriedade a ser restaurada, denominada Fazenda do Gabriel, localiza-se no município de Carandaí, MG, sendo propriedade da Cimento Tupi S.A. A fazenda apresenta ponto de referência dado pelas coordenadas geográficas 20° 53' 41" de latitude Sul e 43° 47' 37" de longitude Oeste, relevo bastante acidentado e numa altitude superior a 1.000 m (GOOGLE EARTH, 2008). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwb, tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, com temperatura do mês mais frio inferior a 18°C e do mês mais quente superior a 22°C.

3.3.2 Processamento das imagens

Foram utilizadas imagens disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) do sensor TM/Landsat 5 (1984, 1994 e 2007) e imagem do sensor ETM+/Landsat 7 do ano 2001 obtido do portal *Land Cover Facility*, órbita/ponto 218/74. A cena de 2001 (UTM/WGS-84) foi utilizada como referência para o georreferenciamento das demais. Baseou-se em pelo menos 10 pontos de controle para obter uma raiz do erro médio quadrático (RMSE) menor que 0,5 *pixel*.

Na primeira fase do trabalho, utilizou-se o *software* Spring 4.3 (INPE, 2006). Gerou-se uma imagem resultante RGB (*red*, *green* e *blue*) para cada ano (1984, 1994, 2001 e 2007) a partir de distintas bandas 3, 4 e 5.

Para diminuir o esforço de processamento, foi realizado um recorte de cada imagem resultante, limitando a área de estudo aleatoriamente, englobando o município de Carandaí e seus entornos. Dessa forma, a área de estudo (paisagem) correspondeu ao quadrante formado entre as coordenadas 20° 43' 32,33" Sul / 43° 58' 53,77" Oeste e 20° 58' 46,63" Sul / 43° 42' 5,37" Oeste (Figura 15).



FIGURA 15: Localização do estado de Minas Gerais no Brasil (A), município de Carandaí neste estado (B) e quadrante correspondente à área de estudo (C). Fonte: Adaptado de Google Earth (2008).

Devido à classificação digital não mostrar-se eficaz, principalmente em virtude do sombreamento resultante do relevo, realizou-se a interpretação visual com as composições coloridas 345/BRG digitalizando-se a classe “floresta nativa” (Floresta Estacional Semidecidual secundária). Essa classe destacava-se das demais pela textura rugosa e cor vermelha.

Após a associação de classe, a imagem vetorial foi convertida em matricial (30 m) e exportada no formato *ASCII* (*American Standard Code for Information Interchange*), um dos formatos reconhecido pelo *software* Fragstats 3.3 (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

3.3.3 Descrição quantitativa da estrutura da paisagem

O Fragstats calcula mais de 50 métricas (FROHN, 1998), sendo muitas delas redundantes para determinadas situações (VOLOTÃO, 1998). Para analisar os fragmentos florestais e compará-las numa série histórica (1984, 1994, 2001 e 2007), utilizaram-se parâmetros em nível de área, classe e paisagem.

Utilizou-se uma distância de 60 m para a largura de borda e distância de 120 m para o raio de busca para a geração da métrica Índice de Proximidade (PROX). A seleção das métricas, largura da borda e raio de busca basearam-se em trabalhos semelhantes (ex.: WALDHOFF & VIANA, 1993; ALBANEZ, 2000; PEREIRA *et al.*, 2001; COSTA, 2003; BORGES *et al.*, 2004; FUSHITA, 2006; GUIARD, 2006) e no tamanho do *pixel* das imagens, uma vez que corresponderam a valores múltiplos.

Ocorrem algumas diferenças entre a nomenclatura dos parâmetros utilizados na versão mais recente do *software* Fragstats (versão 3.3) em relação às anteriores. Dessa forma, este estudo descreve os parâmetros conforme especificado na última versão. Os índices de Ecologia da Paisagem calculados para cada ano para analisar a alteração temporal da classe florestal nativa são apresentados na Tabela 2.

TABELA 2: Índices de Ecologia da Paisagem gerados pelo *software* Fragstats versão 3.3 para quantificação da estrutura da paisagem da classe Floresta Estacional Semidecidual secundária. Fórmulas em Anexo. Fonte: McGarigal *et al.* (2002) e Couto (2004).

Grupo de categoria	Nível	Sigla	Métrica	Observação	Intervalo (unidade)
área	fragmento	AREA	Área do fragmento	Área de cada fragmento	AREA > 0 (ha)
área	classe	CA	Área total da classe	Somatório da área dos fragmentos da classe	AREA > 0 (ha)
área	classe	PLAND	Percentagem da paisagem	Percentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem	0 < PLAND ≤ 100 (%)
área	classe	LPI	Índice do maior fragmento	Percentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento da classe	0 < LPI ≤ 100 (%)
área	classe	AREA_MN	Valor médio de AREA	Área média de todos os fragmentos da classe	AREA > 0 (ha)
área	classe	AREA_CV	Coefficiente de variação de AREA	Variabilidade do tamanho dos fragmentos da classe	0 ≤ AREA_CV ≤ 100 (%)
área	paisagem	TA	Área total da paisagem	Área total da paisagem	TA > 0 (ha)
fragmento	classe	NP	Número de fragmentos	Número total de fragmentos da classe	NP ≥ 1 (adimensional)

Continua...

TABELA 2: Continuação.

Grupo de categoria	Nível	Sigla	Métrica	Observação	Intervalo (unidade)
fragmento	classe	PD	Densidade de fragmentos	Número de fragmentos por unidade de área	$PD > 0$ (nº/100 ha)
borda	classe	TE	Total de bordas	Soma de todas as bordas da classe	$TE \geq 0$ (m)
borda	classe	ED	Densidade de bordas	Total de bordas dividido pela área total da paisagem	$ED \geq 0$ (m/ha)
forma	fragmento	FRAC	Índice de dimensão fractal	Valor 1 para formas simples até 2 para forma complexas	$1 \leq FRAC \leq 2$ (adimensional)
forma	fragmento	SHAPE	Índice de forma	Valor 1 para formas simples e aumenta sem limite para formas complexas	$SHAPE \geq 1$ (adimensional)
forma	classe	FRAC_MN	Valor médio de FRAC	Valor médio do FRAC dos fragmentos da classe	$1 \leq FRAC_MN \leq 2$ (adimensional)
forma	classe	FRAC_CV	Coefficiente de variação de FRAC	Variabilidade do FRAC dos fragmentos da classe	$0 \leq FRAC_CV \leq 100$ (%)
forma	classe	SHAPE_MN	Valor médio de SHAPE	Valor médio do SHAPE dos fragmentos da classe	$SHAPE_MN \geq 1$ (adimensional)
forma	classe	SHAPE_CV	Coefficiente de variação de SHAPE	Variabilidade do SHAPE dos fragmentos da classe	$0 \leq SHAPE_CV \leq 100$ (%)

Continua...

TABELA 2: Continuação.

Grupo de categoria	Nível	Sigla	Métrica	Observação	Intervalo (unidade)
Área central	fragmento	CORE	Área central (<i>core</i>)	Área interna do fragmento (excluídas as bordas = 60 m)	$CORE \geq 0$ (ha)
área central	fragmento	CAI	Índice de área central	Percentagem do fragmento que pertence à área central	$0 \leq CAI \leq 100$ (%)
área central	classe	TCA	Área central total	Soma das áreas centrais de toda a classe	$TCA \geq 0$ (ha)
área central	classe	CPLAND	Percentual de área central na paisagem	Percentual de áreas centrais em relação à área total da paisagem	$0 \leq CPLAND \leq 100$ (%)
área central	classe	NDCA	Número de áreas centrais	Número total de áreas centrais disjuntas da referida classe	$NDCA \geq 0$ (adimensional)
área central	classe	DCAD	Densidade de área central	Número de áreas centrais por unidade de área	$DCAD \geq 0$ (nº/100 ha)
área central	classe	CORE_MN	Valor médio de CORE	Somatório das áreas centrais dividida pelo número de fragmentos	$CORE_MN \geq 0$ (ha)
área central	classe	CORE_CV	Coefficiente de variação do CORE	Variabilidade da área central da classe	$0 \leq CORE_CV \leq 100$ (%)

Continua...

TABELA 2: Continuação.

Grupo de categoria	Nível	Sigla	Métrica	Observação	Intervalo (unidade)
área central	classe	CAI_MN	Valor médio de CAI	Percentagem média da classe que é área central	$0 \leq \text{CAI} \leq 100$ (%)
Área central	classe	CAI_CV	Coefficiente de variação do CAI	Coefficiente de variação da percentagem média do fragmento da classe que é área central	$0 \leq \text{CAI} \leq 100$ (%)
proximidade/ isolamento	fragmento	ENN	Distância do vizinho mais próximo	Distância do fragmento até o fragmento vizinho mais próximo (distância borda-borda)	$\text{ENN} > 0$ (m)
proximidade/ isolamento	classe	ENN_MN	Valor médio de ENN	Somatório de ENN dividido pelo número de fragmentos da classe	$\text{ENN_MN} \geq 0$ (adimensional)
proximidade/ isolamento	classe	ENN_CV	Coefficiente de variação do ENN	Variabilidade da distância do vizinho mais próximo da classe	$0 \leq \text{ENN_CV} \leq 100$ (%)
proximidade/ isolamento	classe	PROX_MN	Valor médio do PROX*	Somatório de PROX* dividido pelo número de fragmentos da classe	$\text{PROX_MN} \geq 0$ (adimensional)
proximidade/ isolamento	classe	PROX_CV	Coefficiente de variação do PROX	Variabilidade do índice de proximidade da classe	$0 \leq \text{PROX_CV} \leq 100$ (%)

*O Índice de Proximidade (PROX, em nível de fragmento) considera o tamanho e a proximidade dos fragmentos vizinhos localizados dentro de um raio de busca especificado (120 m neste estudo). É adimensional ($\text{PROX} \geq 0$) e utilizado de forma comparativa.

3.3.4 Análise dos dados

Os relatórios envolvendo os parâmetros originais gerados pelo *software* Fragstats para os cenários de 1984, 1994, 2001 e 2007 foram organizados em um banco de dados no *software* Excel para aplicações posteriores.

As métricas em nível de classe foram utilizadas para a geração de gráficos no Excel, podendo assim ser mais bem comparadas. Quanto às métricas em nível de fragmentos, algumas foram distribuídas por classe de frequências, enquanto outras utilizadas para análise de regressão (5% de probabilidade de erro), sendo os valores logaritmizados (logaritmo neperiano) para atenderem ao princípio da normalidade. A única métrica em nível de paisagem (TA) foi empregada para a determinação do tamanho total da paisagem.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área total da paisagem, aleatoriamente demarcada ao entorno da Fazenda do Gabriel, gerada através da métrica área total da paisagem (TA), foi de 80.770,5 ha para todos os anos analisados. Resultado esperado por corresponder à mesma paisagem. Uma vez que a fazenda apresenta 82,16 ha (CIMENTO TUPI S.A., 2006), esta correspondeu a 0,1 % da área total da paisagem estudada.

3.4.1 Métricas de área

A evolução histórica da paisagem indicou progressivo aumento na área total ocupada pela classe (CA). Entretanto, da mesma forma que verificado por Albanez (2000) e Greggio *et al.* (2009), nos municípios de Ponte Nova, MG, e Jaboticabal, SP, respectivamente, essa área ainda se encontra aquém da exigida pelo Código Florestal (20%), sendo que a percentagem da paisagem ocupada pela classe (PLAND) apresentou-se em 16 % no ano de 2007 (Figura 16).

Para Costa (2003), apesar de o Código Florestal ter evitado a retirada total, favoreceu para a fragmentação da vegetação natural das diversas propriedades rurais, na medida em que priorizava a proteção de áreas de proteção permanente e a reserva legal.

Apesar do aumento da área total de floresta (CA), o tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) apresentou tendência de redução. Esse índice deve ser analisado com cautela, examinando-se também sua variabilidade (desvio padrão e/ou coeficiente de variação). Se a variabilidade for alta, é possível que haja grandes fragmentos, mesmo com um tamanho médio relativamente baixo (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

O coeficiente de variação é preferível em relação ao desvio padrão para comparar a variabilidade entre paisagens. Ele mede a variabilidade relativa em relação à média e não à variabilidade absoluta. Dessa maneira, não é necessário conhecer o tamanho médio para interpretar o coeficiente de variação (BORGES *et al.*, 2004).

Alta variabilidade é comum em estudos de Ecologia da Paisagem. Na bacia do Rio Corumbataí, SP, Basile (2006) obteve elevado desvio padrão (151 ha) em relação à área média dos fragmentos (94 ha), correspondendo, portanto, a um coeficiente de variação (CV) de 161%. Almeida (2008), também notificando uma grande amplitude de variação de área dos fragmentos ($8,7 \pm 61,3$; portanto, CV = 705%), complementou que

os valores indicaram heterogeneidade espacial da paisagem no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR.

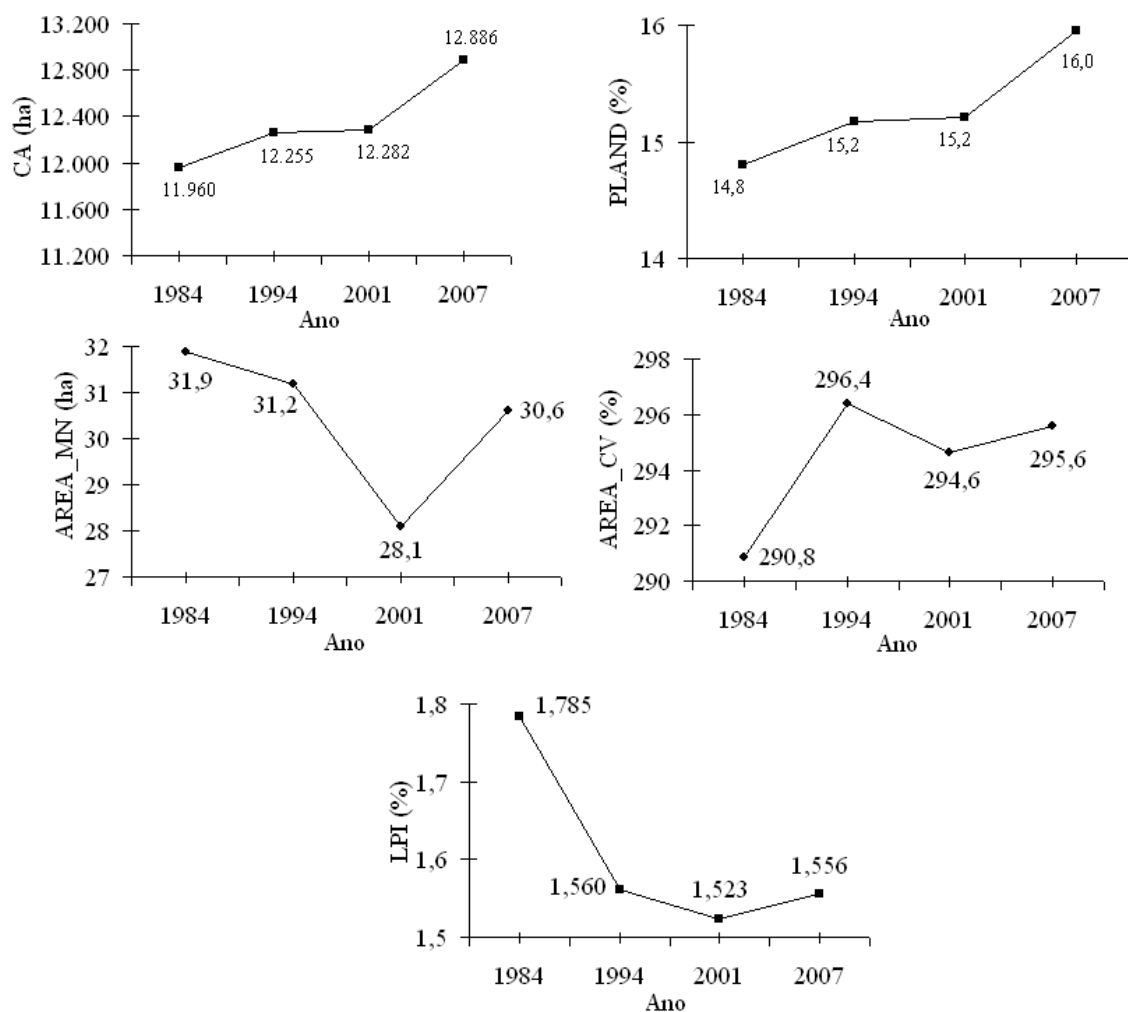


FIGURA 16: Métricas de área da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: área total (CA); percentagem da paisagem ocupada pela classe (PLAND); tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN); coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos (AREA_CV) e índice do maior fragmento (LPI).

Devido à alta variabilidade do tamanho médio de fragmentos, é apresentada a distribuição dos fragmentos de floresta nativa nas classes de área (Tabela 3).

TABELA 3: Frequência relativa (%) da distribuição nas classes de valores de área (AREA) para fragmentos florestais nativos, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite (ha)		Frequência relativa (%)				
≥	≤	1984	1994	2001	2007	Média
0	9,9	38,7	40,7	48,5	44,7	43,1
10	19,9	26,9	31,0	25,2	27,1	27,6
20	29,9	12,5	8,4	8,5	7,8	9,3
30	39,9	6,7	5,9	6,4	5,2	6,0
40	49,9	5,1	3,6	1,8	4,8	3,8
50	59,9	2,7	2,5	2,1	1,7	2,2
60	69,9	0,8	1,5	1,1	1,7	1,3
70	79,9	0,3	0,8	0,9	1,4	0,8
80	89,9	0,5	1,3	1,4	1,4	1,2
90	99,9	0,3	0,8	0,2	0,7	0,5
100	1449	5,6	3,6	3,9	3,6	4,2

O predomínio de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais, tal como constatado neste estudo, é comum em paisagens de Floresta Atlântica. Ranta *et al.* (1998) notificaram que 48% dos fragmentos apresentaram área menor que 10 ha, sendo que somente 7% destes eram maiores que 100 ha. Do número total de fragmentos florestais observados no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR, Almeida (2008) citou que 91% deles possuíam áreas inferiores a 5 ha. Albanez (2000), referindo-se ao município de Ponte Nova, MG, descreveu que fragmentos de mata predominaram na classe de tamanho de 0 a 20 ha, considerado-os pequenos.

Nos pequenos fragmentos florestais, as populações de plantas, principalmente árvores, são constituídas por poucos indivíduos da mesma espécie, com reduzidas taxas de recrutamento, percentual considerável de endogamia (cruzamento entre parentes) e alta probabilidade de extinção das espécies no local (COSTA, 2003). Entretanto, esses pequenos remanescentes podem funcionar como *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos), que são pequenas áreas de habitat dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre fragmentos. Promovem um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuam como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (ALMEIDA, 2008). Portanto, fragmentos pequenos, principalmente quando próximos aos grandes núcleos de biodiversidade, cumprem funções relevantes ao longo da paisagem. Em longo prazo, podem ainda expandir-se, tornando-se ainda mais importantes.

O maior fragmento florestal, denominado de matriz, apresentava uma área aproximada de 1.442 ha no ano de 1984 (LPI = 1,785); mostrou grande redução até 1994, permanecendo posteriormente constante até 2007, quando se encontrava com aproximadamente 1.257 ha (LPI = 1,556). Logo, ocorreu uma clara redução da área desse importante fragmento (Figura 16), comportamento semelhante ao descrito por Tonial (2003), ao analisar bacias hidrográficas no Rio Grande do Sul.

O conceito de que a dinâmica de população pode depender da qualidade relativa de habitats (bons e ruins) é chamada de dinâmica fonte-sumidouro. Esse modelo considera o movimento dos indivíduos entre os fragmentos para a manutenção de populações, em que a taxa de nascimentos excede a taxa de morte em um ou mais habitats denominados fontes, mas a taxa de morte excede a taxa de nascimento em um ou mais habitats denominados sumidouro. As populações localizadas em áreas consideradas como sumidouros ocupam manchas de habitats de baixa qualidade que não as suportam por longo tempo, e as populações em áreas consideradas como fonte, em um habitat de alta qualidade, resistem por mais tempo e contribuem para a recolonização de outros fragmentos, por meio da dispersão de indivíduos (FUSHITA, 2006). Desta forma, pode-se entender a importância do fragmento matriz, por ser uma importante área-fonte de dispersores, polinizadores e propágulos, criando condições favoráveis à manutenção da biodiversidade local por meio de processos-chave, como a dispersão, recrutamento de espécies, polinização, etc.

3.4.2 Métricas de fragmentos ou densidade

O número de fragmentos de uma determinada classe é de fundamental importância para os aspectos dos padrões da paisagem já que é uma medida do grau de subdivisão ou fragmentação da mesma. A densidade dos fragmentos tem praticamente a mesma utilidade do número de fragmentos, porém ele facilita comparação de paisagens com tamanhos variados (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

O aumento na área total ocupada pela classe (CA) ocorreu devido ao aumento do número de fragmentos (NP), uma vez que se observou tendência de redução do tamanho médio destes (AREA_MN) (Figuras 16 e 17).

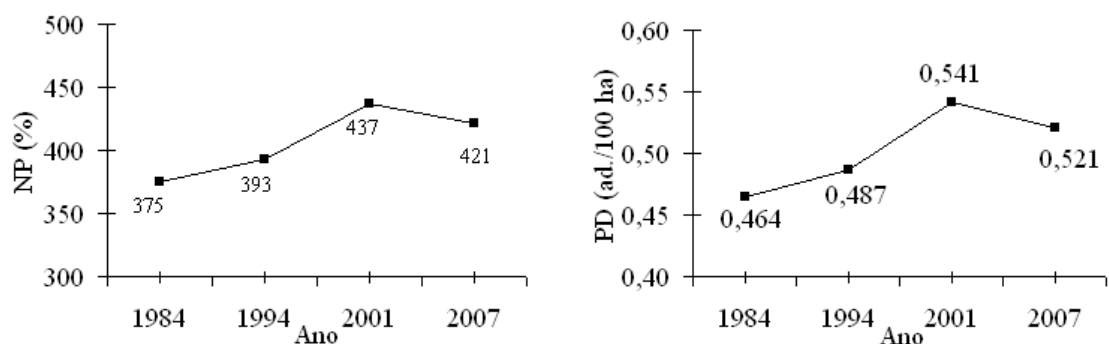


FIGURA 17: Métricas de fragmento da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: número de fragmentos (NP) e densidade de fragmento (PD).

Comportamento semelhante foi descrito por Terzioglu *et al.* (2008) ao investigarem mudanças ocorridas em floresta de pinus na Turquia (1972 a 2005). Os autores atestaram aumento do número total de fragmentos (572 para 735) e redução do tamanho médio destes (155 para 121 ha), gerando um aumento líquido da área florestal. De maneira diferente, Greggio *et al.* (2009) observaram diminuição considerável na área de mata num período de 29 anos (1971 a 2000) no município de Jaboticabal, SP. Esse comportamento foi explicado pela redução da área dos fragmentos, sendo que a quantidade deles manteve-se praticamente igual. Pereira *et al.* (2001) descreveram que o aumento da área da classe pasto ocorreu devido ao aumento do tamanho de fragmentos antigos de forma mais marcante do que o surgimento de novos fragmentos. A diminuição do número desses fragmentos poderia indicar uma tendência de fragmentos de pastos vizinhos unirem-se formando manchas maiores, com redução do número dos mesmos.

Tonial (2003), por sua vez, observou redução da densidade de fragmento (PD) da classe mata na região Noroeste do RS, citando valores de 2,17; 2,06; 2,06 e 1,86 frag./100 ha para os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999, respectivamente. O tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) foi de 8,9; 7,7; 8,8 e 9,7 ha para os mesmos anos.

3.4.3 Métricas de borda

Assim como as métricas de área (Figura 16) e fragmento (Figura 17) apresentaram aumento do número de fragmentos e redução do seu tamanho, as métricas de borda também comprovam o aumento da fragmentação florestal, uma vez que

ocorreu aumento do total de bordas (TE) e, conseqüentemente, da densidade de borda (ED), no intervalo de tempo avaliado (Figura 18).

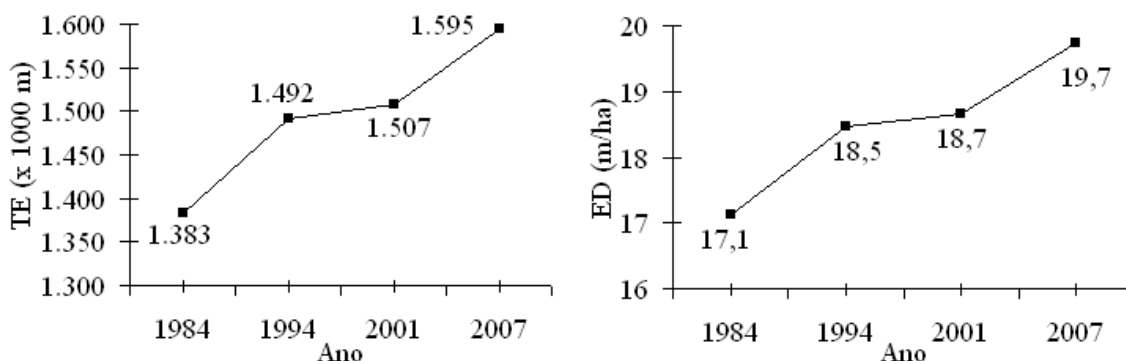


FIGURA 18: Métricas de borda da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: total de bordas (TE) e densidade de bordas (ED).

O total de bordas representa o comprimento total das margens dos fragmentos, em m. Desta forma, quanto maior o número de fragmento de uma determinada classe, maior será o comprimento da borda. Sendo assim, é natural entender que quanto maior este valor, maior é o grau de heterogeneidade e fragmentação da paisagem. A densidade de borda tem praticamente a mesma utilidade do total de bordas, com a vantagem de facilitar comparação de paisagens de diferentes tamanhos.

Valente (2001) citou, como principal problema da grande quantidade de pequenos fragmentos florestais, que, quanto mais área florestada estiver contida em pequenos fragmentos, mais intensamente estariam sujeitas ao efeito de borda. Em situações nas quais a fragmentação e a perda de habitat criam um grande número de fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies do interior deverão sofrer um declínio em sua população, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de habitat. Esse padrão continuará com o declínio do tamanho do fragmento, até que todo o fragmento seja constituído por habitat com característica de borda.

Corroborando este estudo, aumento da densidade de borda foi constatado por Tonial (2003) na região Noroeste do RS, o qual citou valores de 55,7; 50,0; 56,0 e 57,2 m/ha para os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999, respectivamente. No Pará, Pereira *et al.* (2001) também notaram crescimento significativo da densidade de borda de 1973 para

1997, passando de 3 para 25 m/ha para a paisagem (classes floresta, pasto e capoeira), o que atribuíram ao aumento do número de fragmentos.

3.4.4 Métricas de forma

Os índices de dimensão fractal (FRAC) e de forma (SHAPE) são muito interessantes, pois refletem a complexidade da forma para variadas escalas. Estes índices superam as limitações encontradas em outros índices que se utilizam da razão entre perímetro e área, tal como a razão perímetro-área (PARA), métrica que varia conforme o tamanho do fragmento devido a não apresentar padronização com alguma forma euclidiana simples (círculo na versão vetorial e retângulo na versão *raster*). Os valores de FRAC são distribuídos no intervalo de 1 a 2, sendo que, para formas simples, FRAC é igual a 1, enquanto os polígonos tornam-se mais complexos, FRAC tende a 2. Essa métrica apresenta como principal limitação a sua amplitude (1 a 2), que o torna menos sensível a variações que seu parceiro, o índice de forma (SHAPE), que apresenta amplitude de 1 (formas simples) ao infinito (formas complexas) (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

Para ambas as métricas de forma analisadas, quanto mais o valor se aproxima de 1, mais próximo fica das formas simples. Dessa maneira, os valores médios apresentados pelas métricas FRAC_MN e SHAPE_MN mostram que paisagem em estudo apresenta fragmentos de formas próximas às simples, com pequena tendência de se tornar mais irregulares, o que é evidenciado pelo aumento dos valores dessas métricas durante o período avaliado (Figura 19).

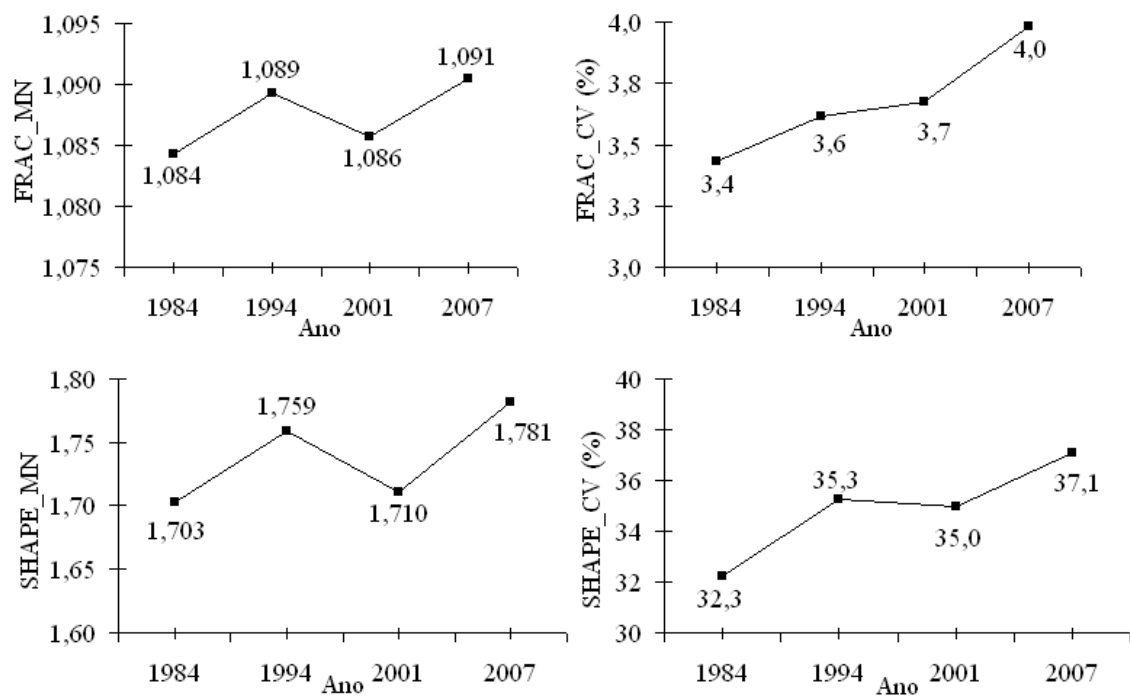


FIGURA 19: Métricas de forma da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: dimensão fractal média (FRAC_MN); coeficiente de variação da dimensão fractal (FRAC_CV); índice de forma médio (SHAPE_MN); e coeficiente de variação do índice de forma (SHAPE_CV).

Tonial (2003) também observou tendência de aumento da forma de fragmentos florestais com a progressão dos anos na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. Entretanto, os fragmentos apresentaram formas mais complexas que este trabalho, sendo que os valores de SHAPE_MN citados para os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999 foram de 2,12; 2,12; 2,24 e 2,40, respectivamente. Diagnóstico de fragmentos florestais realizado na bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES, indicou que a maioria deles possuía forma fortemente alongada, portanto, sujeita a um elevado nível de perturbação (NASCIMENTO *et al.*, 2006).

Variabilidades elevadas para esses índices denotam variação nas formas dos fragmentos. Elevados valores de desvio padrão ou coeficientes de variação, por exemplo, sugerem a possibilidade de encontrar desde fragmentos de formas simples até muito irregulares (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

Apesar de o coeficiente de variação da dimensão fractal (FRAC_CV) apresentar-se baixo, o coeficiente de variação do índice de forma (SHAPE_CV) apresentou-se consideravelmente alto. Em ambos os casos, ocorrem tendência do aumento da variabilidade durante o período avaliado (1984 a 2007). Na Bacia do Rio Corumbataí,

Basile (2006) citou índice de forma média igual a 5 e CV de 40%, sendo, portanto, a variabilidade bastante semelhante ao encontrado neste estudo.

Para melhor conhecer a forma dos fragmentos de floresta nativa, são apresentadas as métricas de forma geradas em nível de fragmentos e distribuídas em classes (Tabelas 4 e 5).

TABELA 4: Freqüência relativa (%) da distribuição nas classes de índice de dimensão fractal (FRAC) para fragmentos florestais nativos, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite		Freqüência relativa (%)				
\geq	\leq	1984	1994	2001	2007	Média
1	1,09	69,6	63,9	68,2	61,8	65,9
1,1	1,19	29,6	35,6	30,4	36,6	33,1
1,2	1,29	0,8	0,5	1,4	1,7	1,1
1,3	2,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

TABELA 5: Freqüência relativa (%) da distribuição nas classes de índice de forma (SHAPE) para fragmentos florestais nativos, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite		Freqüência relativa (%)				
\geq	\leq	1984	1994	2001	2007	Média
1	1,9	80,80	80,41	81,47	77,91	80,15
2	2,9	16,53	15,01	14,65	16,39	15,65
3	3,9	1,87	3,05	2,29	4,28	2,87
4	4,9	0,53	1,27	1,37	1,19	1,09
5	5,9	0,27	0,00	0,23	0,24	0,19
6	6,9	0,00	0,25	0,00	0,00	0,06

Do total de fragmentos florestais existentes na paisagem, grande parte deles apresentaram FRAC e SHAPE próximos a 1, indicando forma simples, o que reduz o efeito de borda. No entanto, a grande maioria desses fragmentos tem área muito pequena. Desta forma, do mesmo modo que descrito por Almeida (2008), a geometria ideal (forma simples) é penalizada pela reduzida área desses fragmentos.

Estudos comprovaram que a forma dos fragmentos tende a tornar-se mais irregular à medida que ocorre aumento de seu tamanho (PEREIRA, 1999; VALENTE, 2001). Análises de regressão relacionando as métricas de forma com a área dos

fragmentos mostraram este mesmo comportamento, sendo que SHAPE apresentou os melhores coeficientes de determinação (Tabela 6 e Figura 20).

TABELA 6: Relação entre os índices de dimensão fractal (FRAC) e forma (SHAPE) com o tamanho dos fragmentos (AREA), região de Carandaí, MG.

Ano	Equação	R ² _{aj.}	S _{yx}	F	p*
1984	FRAC = 1,03130 + 0,0201355 . ln (AREA)	39,3	0,0290	243,34	0,00
1994	FRAC = 1,03130 + 0,0222323 . ln (AREA)	35,5	0,0317	217,10	0,00
2001	FRAC = 1,03441 + 0,0208371 . ln (AREA)	33,0	0,0327	215,48	0,00
2007	FRAC = 1,03124 + 0,0231198 . ln (AREA)	33,4	0,0355	211,71	0,00
1984	SHAPE = e ^{0,0405793 + 0,171598 . ln (AREA)}	54,5	0,1822	448,31	0,00
1994	SHAPE = e ^{0,00151157 + 0,198455 . ln (AREA)}	54,0	0,1939	461,31	0,00
2001	SHAPE = e ^{0,0356998 + 0,184922 . ln (AREA)}	51,4	0,1983	461,82	0,00
2007	SHAPE = e ^{0,00703307 + 0,201992 . ln (AREA)}	51,1	0,2149	440,53	0,00

Sendo: ln = logaritmo neperiano; R²_{aj.} = coeficiente de determinação ajustado; S_{yx} = erro padrão da estimativa; F = valor de F calculado; * = significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.

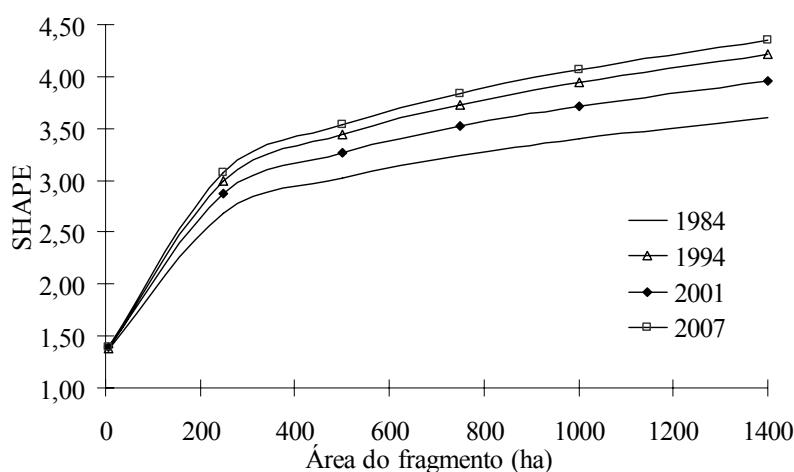


FIGURA 20: Influência da área do fragmento sobre o índice de forma (SHAPE), considerando os diferentes anos, região de Carandaí, MG. Gráficos gerados a partir das equações apresentadas na Tabela 6.

3.4.5 Métricas de área central

A área central, nuclear ou *core* de um fragmento, é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e borda dos fragmentos (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

A área total central (TCA), que representa a soma das áreas centrais (excluídas as bordas) de toda a classe, manteve-se aproximadamente constante entre os anos de

1984 e 2001, apresentando um pequeno aumento até 2007. Conseqüentemente, o percentual de área de núcleo na paisagem (CPLAND) apresentou o mesmo comportamento, uma vez que este índice tem praticamente a mesma utilidade do TCA, com a vantagem de facilitar comparação de paisagens de diferentes tamanhos. Desta forma, no ano de 2007, 8,6% da paisagem correspondeu a áreas centrais. O aumento de área central total ocorreu devido ao aumento de área centrais (NDCA), que passaram de 539 (ano de 1984) para 664 (ano de 2007). A densidade de área de núcleo (DCAD) apresentou o mesmo comportamento, uma vez que este índice apenas facilita comparação de paisagens de diferentes tamanhos (Figura 21).

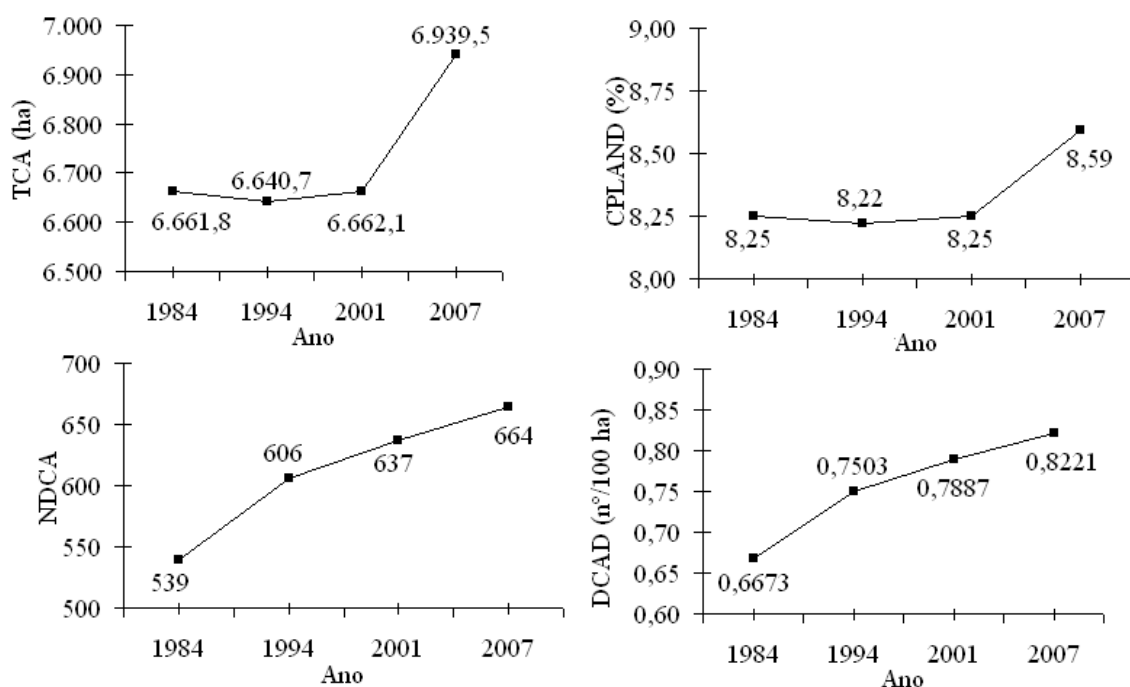


FIGURA 21: Métricas de área central da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: área central total (TCA); percentual de área central na paisagem (CPLAND); número de área central (NDCA); densidade de área central (DCAD).

Ocorreu tendência da redução da área central média dos fragmentos (CORE_MN) (Figura 22). De forma semelhante, o índice de área central médio (CAI_MN), que representa a percentagem média do fragmento da classe que é área central, apresentou tendência de redução dentro do período avaliado, indicando que, com o passar dos anos, uma menor percentagem dos fragmentos são áreas centrais (ou maior percentagem dos fragmentos são áreas de bordas). A redução do valor dessas

métricas (CORE_MN e CAI_MN) comprova mais uma vez que o aumento da área total de núcleo (TCA) deu-se apenas devido ao aumento do número de área de núcleo (NDCA), significando uma redução da qualidade de cada fragmento, coincidindo com as conclusões de Périco & Cemin (2006) para o município de Arvorezinha, RS.

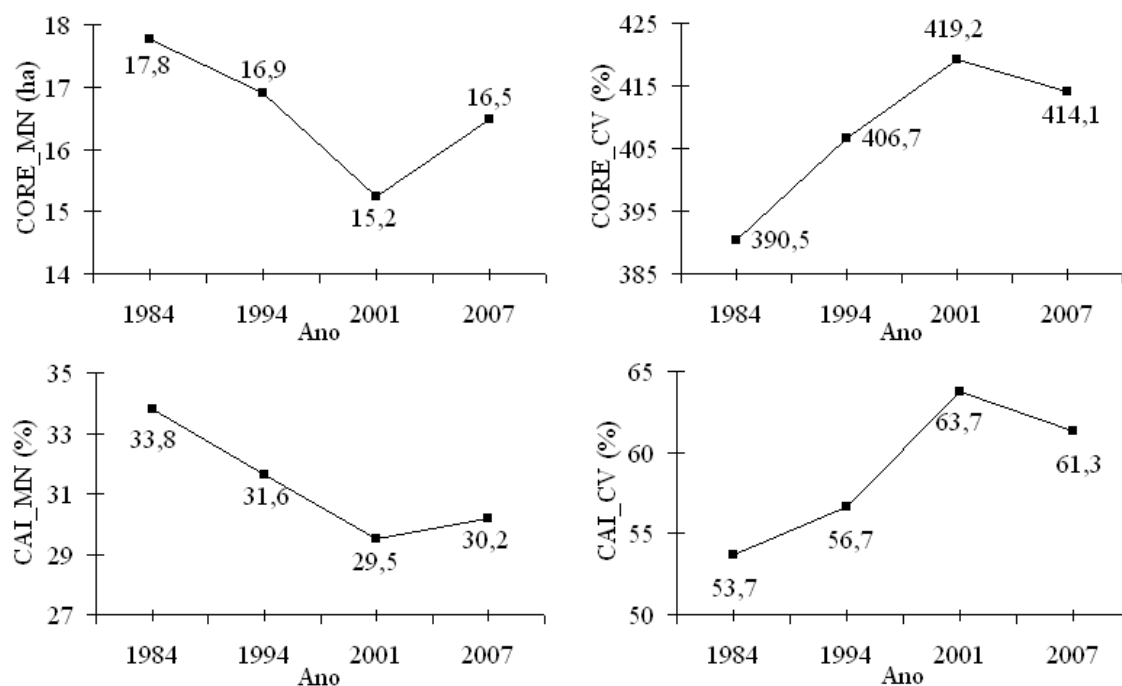


FIGURA 22: Métricas de área central da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: área central média por fragmento (CORE_MN); coeficiente de variação das áreas centrais dos fragmentos (CORE_CV); índice de área central média (CAI_MN); e coeficiente de variação do índice de área central média (CAI_CV).

Fushita (2006) descreveu que altos valores do número de área central (NDCA) significam que possivelmente a qualidade dentro das manchas não seja satisfatória, uma vez que cada área de interior detectada pode ser considerada um habitat separado dos demais para as espécies de interior, podendo ser consequência da tendência das formas tornarem-se mais complexas, verificado neste trabalho pelas métricas FRAC e SHAPE (Figura 19).

Alta variabilidade dessas métricas (CORE_CV e CAI_CV) indica a tendência do aumento da heterogeneidade da paisagem, sendo maior para a área central (CORE), com coeficiente de variação atingindo praticamente 420% em 2001 (Figura 22). Analisando

a Bacia do Rio Corumbataí, SP, Basile (2006) encontrou área nuclear média de 41 ha, desvio padrão de 86, e conseqüentemente, CV igual a 210 %.

Para melhor conhecer a área central dos fragmentos, são apresentadas as métricas número de área central (CORE, em ha) e índice de área central (CAI, em %), calculados em nível de fragmentos e distribuídos por intervalos de classe (Tabelas 7 e 8).

TABELA 7: Freqüência relativa (%) da distribuição nas classes de tamanho da área central (CORE) para fragmentos florestais, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite (ha)		Freqüência relativa (%)				
≥	≤	1984	1994	2001	2007	Média
	0	5,1	4,1	8,0	5,2	5,6
0,1	9,9	65,1	70,7	69,3	69,6	68,7
10	19,9	15,5	10,9	11,2	12,1	12,4
20	29,9	5,6	5,1	2,5	3,3	4,1
30	39,9	1,3	3,6	3,0	3,3	2,8
40	49,9	1,9	1,5	0,9	1,4	1,4
50	59,9	0,3	0,8	1,8	1,7	1,1
60	69,9	0,3	0,0	0,5	0,5	0,3
70	79,9	1,6	0,3	0,0	0,2	0,5
80	89,9	0,8	0,5	0,2	0,2	0,4
90	1100	2,7	2,5	2,5	2,4	2,5

Sendo que CORE corresponde ao tamanho da área central (excluídas as bordas), em hectares, nota-se que a maior porcentagem dos fragmentos possui área central entre 0,1 e 9,9 ha (média geral de 68,7% entre os anos). Quando CORE é igual a 0, o fragmento não apresenta área central, isto é, todo o fragmento é borda, e isto correspondeu nos anos de 1984, 1994, 2001 e 2007, a 5,1, 4,1, 8,0 e 5,2 % do número de fragmentos, respectivamente.

Almeida (2008) constatou que o fragmento matriz foi o que apresentou o maior índice de forma (SHAPE), por ter um perímetro extenso e muito recortado. No entanto, o formato irregular desse fragmento foi compensado pela sua grande área central. Portanto, os fragmentos de floresta com forma irregular estão mais susceptíveis a apresentar efeito de borda, principalmente àquelas de menor área, em função de sua maior interação com seu entorno. Com o aumento do efeito de borda, tem-se, proporcionalmente, a diminuição da área nuclear desses fragmentos, o que em curto,

médio ou longo espaço de tempo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas. Esse comportamento não ocorreu nesse estudo, uma vez que foi constatado predomínio de fragmentos de pequeno tamanho e baixo fator de forma (forma simples) (Tabelas 3 e 5, respectivamente).

Em geral, quanto maior a área total do fragmento, maior sua área central. No entanto, quando ocorrem altos índices de fator de forma, fragmentos de mesmo tamanho total podem apresentar grande diferença de área nuclear. Esse não é o caso deste estudo, uma vez que os índices de forma são baixos (próximos a 1), indicando que a reduzida área nuclear é consequência do pequeno tamanho dos fragmentos.

O índice de área central (CAI) é basicamente uma relação borda-interior, trata a borda como uma área de largura variável e é uma medida relativa que quantifica a porcentagem da mancha ocupada pela área de interior (FUSHITA, 2006). Fragmentos com CAI igual a 0 não possuem área de interior, e corresponderam nos anos de 1984, 1994, 2001 e 2007, a 5,1; 4,1; 8,0 e 5,2 % do número de fragmentos, respectivamente (Tabela 8).

TABELA 8: Frequência relativa (%) da distribuição nas classes de índice de área central (CAI) para fragmentos florestais nativos, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite (%)		Frequência relativa (%)				
≥	≤	1984	1994	2001	2007	Média
	0	5,1	4,1	8,0	5,2	5,6
0,1	9,9	5,6	9,4	9,4	10,7	8,8
10	19,9	13,9	14,3	16,5	17,6	15,5
20	29,9	16,5	21,4	19,7	18,1	18,9
30	39,9	22,4	16,8	15,1	17,6	18,0
40	49,9	15,5	16,8	15,8	15,0	15,8
50	59,9	13,1	11,7	9,8	9,3	11,0
60	69,9	5,6	3,8	3,7	4,5	4,4
70	100	2,4	1,8	2,1	2,1	2,1

Ocorreu predomínio do número de fragmentos com CAI entre os intervalos 20 e 39,9; isto é, a maior parte dos fragmentos possui entre 20 e 39,9% da sua área total correspondentes a área central. Uma minoria do número de fragmentos apresenta mais de 60% da sua área total como sendo áreas centrais.

Como causa direta da diminuição do tamanho dos fragmentos e, conseqüentemente, do aumento da densidade de borda da classe floresta, Pereira *et al.*

(2001) verificaram uma enorme diminuição da percentagem da área central da classe floresta no Pará, ou seja, das áreas com distância superior a 500 m das bordas, que era de 81% em 1973 e passou para 5% em 1997. Uma vez que este índice representa o grau de degradação, calcularam uma degradação de 95% das florestas da área de estudo no ano de 1997. Por outro lado, as áreas centrais correspondentes à classe pasto aumentaram de 1% para 21% neste período, devido ao aumento do tamanho das manchas de pasto.

3.4.6 Métricas de proximidade e isolamento

Vizinho mais próximo é definido como a distância de um fragmento para o fragmento que está à sua volta, da mesma classe e baseado na distância borda-borda. Apesar de se tratar de uma das métricas mais simples e muito utilizada, o índice de distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) pode não representar fielmente a realidade. Por exemplo, considerando determinado fragmento focal, um fragmento vizinho de 1 ha a 100 m de distância pode ser considerado menos importante de outro fragmento vizinho de 1000 ha que esteja a 200 m deste. Para superar este problema, desenvolveu-se o índice de proximidade (PROX). Diferente do ENN, a métrica PROX exige um raio de busca (120 m neste estudo) e considera o tamanho e a distância de todos os fragmentos em relação ao fragmento foco (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

A distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) apresentou tendência de redução durante o período estudado (Figura 23), sendo consequência do aumento do número de fragmentos, o que faz com que os fragmentos se tornem mais aglutinados.

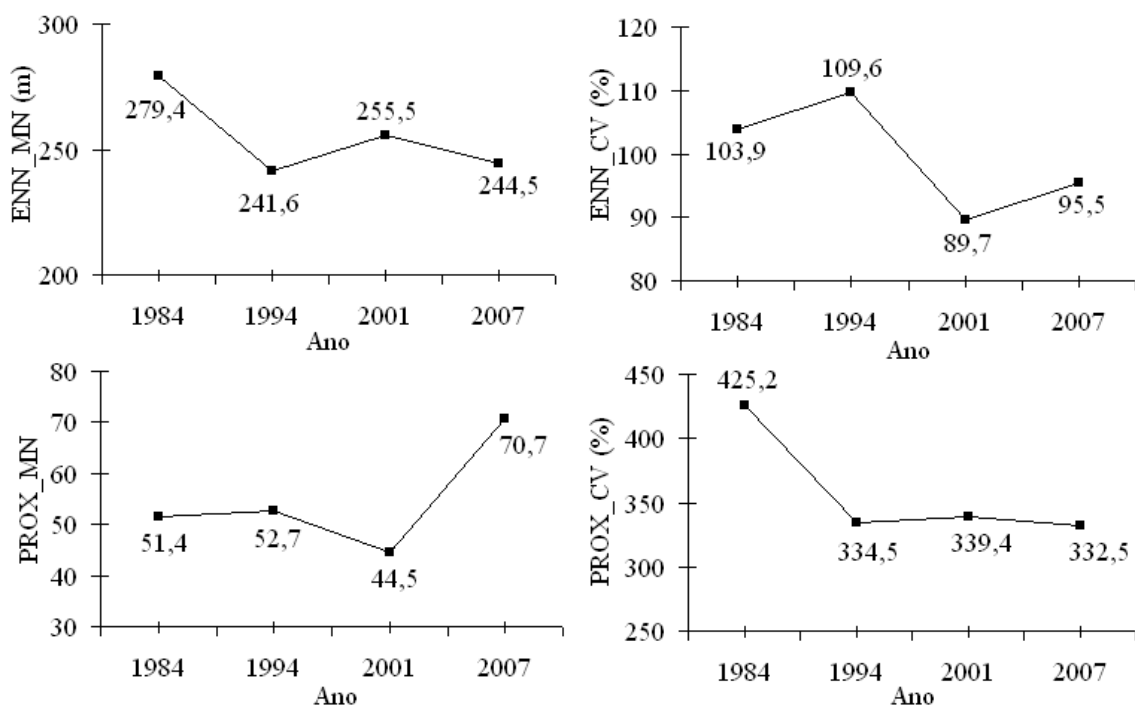


FIGURA 23: Métricas de proximidade e isolamento da classe floresta nativa (Floresta Estacional Semidecidual), região de Carandaí, MG: distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN); coeficiente de variação do vizinho mais próximo (ENN_CV); índice de proximidade médio (PROX_MN), coeficiente de variação do índice de proximidade médio (PROX_CV).

Tonial (2003) citou valores de ENN_MN iguais a 121,0; 128,1; 120,4 e 119,2 m para os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999, respectivamente, indicando uma tendência de redução do vizinho mais próximo durante o período estudado, corroborando os resultados deste estudo.

Analisando as sub-bacias formadoras da Bacia do Rio Corumbataí, SP, Valente (2001) observou que algumas delas, independentes do tamanho dos fragmentos, estão mais distantes umas das outras e, portanto, mais sujeitas às ações dos outros usos e cobertura do solo quando comparado aos remanescentes das sub-bacias restantes. Holzschuh *et al.* (2003) constataram aumento da distância do vizinho mais próximo da paisagem na região Noroeste do RS entre os anos 1984 e 1999.

Almeida (2008) classificou as distâncias de 60, 120, 200 e >200 m sendo de baixo, médio, alto e muito alto isolamento, respectivamente. Portanto, de acordo com a classificação dessa autora, a paisagem analisada nesse estudo demonstra um isolamento muito alto, com uma grande distância entre os fragmentos florestais e, por conseguinte, uma menor capacidade de colonização de espécies em direção a outros fragmentos

florestais, prejudicando o fluxo gênico. A mesma autora considerou os fragmentos florestais de sua área de estudo “não muito isolados” por estarem a distâncias menores de 100 m, defendendo que esta distância é pouco expressiva para alguns grupos de plantas que têm a dispersão feita por mamíferos de pequeno e médio porte. Porém, pode ser considerada uma distância limitante para a movimentação de algumas espécies. Awade & Metzger (2008) averiguaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 m.

Os altos coeficientes de variação do vizinho mais próximo (ENN_CV) indicam uma alta variabilidade para distâncias entre fragmentos, também constatado em outros estudos. Amaral (2007), analisando áreas de floresta nativa nos municípios de Bugre e Ipaba, MG, verificou que os fragmentos encontravam-se mais isolados no ano de 1980, apresentando valor de aproximadamente 165 m de distância média entre eles (CV \approx 125%). Esse número diminuiu significativamente no ano de 2004, atingindo aproximadamente 16 m (CV \approx 178%), reflexo da implantação de talhões de eucaliptos, o que favoreceu também o desenvolvimento da vegetação nativa. A distância ao vizinho mais próximo calculado por Basile (2006) apresentou valor médio de 262 m, também com variação significativamente alta (CV \approx 156%).

Devido à alta variabilidade para distâncias entre fragmentos, este é melhor analisado pela sua distribuição de frequência (Tabela 9).

TABELA 9: Frequência relativa (%) da distribuição nas classes de distância do vizinho mais próximo (ENN) para fragmentos florestais nativos, região de Carandaí, MG, para os anos de 1984, 1994, 2001 e 2007 (total de 375, 393, 437 e 421 fragmentos, respectivamente).

Limite (m)		Frequência relativa (%)				
\geq	\leq	1984	1994	2001	2007	Média
0	99,9	25,9	29,0	24,5	28,5	27,0
100	199,9	31,2	34,6	29,5	30,4	31,4
200	299,9	16,0	14,8	19,7	17,3	16,9
300	399,9	8,5	8,4	9,6	9,0	8,9
400	499,9	3,5	4,3	6,2	4,5	4,6
500	599,9	3,2	0,5	2,5	1,9	2,0
600	699,9	1,9	1,3	1,6	0,7	1,4
700	799,9	2,1	2,0	2,8	3,3	2,6
800	899,9	1,1	0,8	1,4	1,9	1,3
900	999,9	1,6	0,8	0,9	1,2	1,1
1000	1990	5,1	3,5	1,4	1,2	2,8

Apesar de a maior parte dos fragmentos estar localizada à distância menor de 200 m de seus vizinhos mais próximos (aproximadamente 58%), ações deverão ser implantadas para reduzir esta distância. Conforme classificação de Almeida (2008), distâncias superiores a 200 m são de “muito alto isolamento”.

O índice de proximidade (PROX, em nível de fragmento) varia de zero ao infinito, sendo que, quando PROX é igual a 0, não existe fragmento vizinho da mesma classe dentro do raio de busca (120 m neste estudo). Quanto maior o valor desse índice, menor o isolamento dos fragmentos da classe. A métrica PROX é adimensional e utilizada em termos comparativos (MCGARIGAL *et al.*, 2002; GUIARD, 2006). Uma vez que o índice de proximidade médio (PROX_MN) apresenta tendência de aumento dentro do período avaliado, conclui-se que os fragmentos estão tornando-se menos isolados, coincidindo com o comportamento observado pelo ENN_MN (Figura 23).

De maneira contrária, no município de Santa Cruz da Conceição, SP, Fushita (2006) obteve índices de proximidade médios (PROX_MN) para os anos de 1962, 1972 e 2002 de aproximadamente 294, 265 e 245, respectivamente. Essa diminuição do PROX_MN indica a redução do número dos fragmentos vizinhos dentro do raio de busca, ou seja, os fragmentos estão tornando-se mais isolados.

Da mesma forma que para o coeficiente de variação do vizinho mais próximo (ENN_CV), o coeficiente de variação do índice de proximidade (PROX_CV) também se apresentou altos, indicando uma alta variabilidade para este índice entre fragmentos (Figura 23).

3.5 CONCLUSÕES

Ocorreu progressivo aumento na área total da classe Floresta Estacional Semidecidual secundária durante o intervalo de tempo avaliado (1984 a 2007), sendo este acréscimo de quase 8%. Entretanto, esse aumento é explicado pelo surgimento de novos fragmentos, sendo que a área individual dos fragmentos apresentou tendência de redução.

A paisagem apresenta fragmentos de formas geométricas simples, com tendência a se torna mais irregulares durante o período avaliado. Apesar de a forma simples gerar redução do efeito de borda, sendo, portanto, benéfica, a qualidade da paisagem é comprometida por ser constituída predominantemente por pequenos fragmentos, sendo que aproximadamente 70% deles apresentam tamanho de até 20 ha. Devido a sua importância como trampolins ecológicos e expectativa do aumento de tamanho em longo prazo, os pequenos fragmentos não devem ser desconsiderados da paisagem.

Como reflexo do aumento do número de fragmentos e redução do tamanho destes, ocorreu acréscimo da área de borda, reduzindo a porcentagem total de cada fragmento que é área central (área total do fragmento, excluídas as borda).

Os fragmentos florestais mostraram-se ainda muito distanciados entre si (maior de 200 metros), o que prejudica o fluxo gênico, apresentando pequena tendência de aglomeração dentro do período avaliado, porém ainda insuficiente, devido ao aumento do número de fragmentos.

A formação de ilhas e corredores de vegetação unindo fragmentos, principalmente nas propriedades que não possuem a reserva legal, pode aumentar consideravelmente a proximidade e conectividade entre fragmentos, que até o momento encontram-se comprometidos. Recomenda-se a restauração florestal, principalmente nas áreas de preservação permanente.

**4. CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA
FINS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM CARANDAÍ, MG**

4.1 INTRODUÇÃO

As primeiras tentativas de restauração florestal foram realizadas de forma empírica, buscando reproduzir ecossistemas maduros de referência, por meio de plantios de mudas de espécies finais de sucessão e aplicação de técnicas agronômicas e silviculturais. Essa fase da tentativa de restaurar florestas foi bastante influenciada pelo paradigma clássico da ecologia, em que ecossistemas eram considerados sistemas fechados, pouco sujeitos a perturbações, sendo que a sucessão culminava em um clímax único. No entanto, com a mudança dos paradigmas da ecologia (ecologia contemporânea), os ecossistemas passaram a ser entendidos como sistemas abertos e sujeitos a variados tipos de distúrbios, de modo que a sucessão após esses distúrbios é influenciada por uma série de fatores (PARKER & PICKETT, 1997).

Devido a não consideração dos atuais aspectos ecológicos que regem a organização florística e estrutural das populações de plantas ao longo do tempo, inúmeros projetos de recuperação de áreas degradadas com base apenas em técnicas silviculturais e agronômicas de plantio de mudas de poucas espécies arbóreas (inclusive exóticas e até gramíneas) mostraram-se ineficientes para resgatar a integridade dos ecossistemas e garantir sua sustentabilidade, e por isso têm sido substituídos por modelos e técnicas de restauração florestal com base no paradigma contemporâneo. Dentre estes modelos e técnicas, pode-se destacar a transposição da serapilheira e banco de sementes do solo, uso de galhadas oriundas de podas e o resgate de plântulas em áreas a serem desmatadas ou de plântulas provenientes de germinação do banco de sementes do solo (MARTINS *et al.*, 2007).

Outra técnica bastante promissora é a avaliação do banco de sementes. Trata-se da busca do conhecimento sobre a regeneração natural e dinâmica do banco de sementes no solo para avaliar o potencial de auto-recuperação.

O banco de sementes representa um dos componentes mais importantes no processo de regeneração florestal em áreas degradadas, por isso, sua caracterização (riqueza e densidade das espécies) é extremamente importante para a definição de metodologias diferenciadas de restauração. Através da avaliação do banco de sementes nas diferentes situações, é possível identificar casos em que, por exemplo, apenas o isolamento dos fatores de degradação garantiria a regeneração florestal. Em situações contrárias (áreas onde o banco de sementes não se apresenta promissor), deve haver outras intervenções complementares, como práticas de enriquecimento e reintrodução

de espécies através de sementes e mudas. Assim, esse método apresenta grande importância, não apenas devido à possibilidade de conservação da diversidade genética, mas também devido a fatores econômicos, podendo tornar o processo de revegetação mais barato e eficiente em alguns casos. A dificuldade de obtenção de mudas da maioria das espécies nativas em viveiros florestais, tanto pela dificuldade de coleta de suas sementes quanto pela falta de tecnologia para sua produção, é ainda alta. Desta forma, esta técnica também favorece a recuperação de ecossistemas pela restauração com alta diversidade (NAVE, 2005; VIANI, 2005; MARTINS *et al.*, 2007).

O banco de sementes do solo é um estoque de sementes dormentes, mas potencialmente capazes de germinar e substituir plantas adultas anuais ou perenes que desapareceram por causa natural ou não, por doenças, distúrbios ou consumo por animais (BAKER, 1989). Entretanto, além da presença de plantas desejáveis e com número suficiente de espécies, o banco sempre contém, em maior ou menor escala, sementes de plantas indesejáveis (daninhas), geralmente com efeitos negativos de competição.

4.2 OBJETIVOS

4.2.1 Objetivo geral

- Conhecer a composição e a densidade das espécies do banco de sementes do solo de cinco diferentes situações ambientais em uma propriedade rural localizada no município de Carandaí, MG.

4.2.2 Objetivos específicos

- Conhecer a composição e densidade de espécies do banco de semente do solo em uma fazenda com cinco diferentes situações de degradação (pasto limpo, pasto sujo, capoeira, floresta de eucalipto e mata nativa);
- Avaliar o potencial do banco de sementes do solo de cada ambiente para a regeneração ambiental.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1 Área de estudo

As amostras de solo para a avaliação do banco de sementes foram obtidas de uma propriedade rural denominada Fazenda do Gabriel, pertencente à empresa Cimento Tupi S.A., onde será realizado um projeto de restauração florestal. Essa propriedade localiza-se no município de Carandaí, MG, e apresenta ponto de referência 20° 53' 41" de latitude Sul e 43° 47' 37" de longitude Oeste, relevo bastante acidentado e numa altitude superior a 1000 m (GOOGLE EARTH, 2008). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwb, tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, com temperatura do mês mais frio inferior a 18°C e do mês mais quente superior a 22°C.

4.3.2 Metodologia

A partir de um estudo de zoneamento ambiental realizado com base em interpretação de imagem em satélite e checagem em campo, foram identificadas na propriedade cinco situações ambientais (Figura 24):

- a) Pasto limpo (pasto sem regeneração florestal): pasto formado por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster)¹ de baixo porte (rasteira);
- b) Pasto sujo (pasto com regeneração arbustiva): pasto formado por braquiária de baixo porte localizado em área de terreno declivoso, com a existência de indivíduos esparsos de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, com altura máxima de até 3 m;
- c) Capoeira (pasto com regeneração arbórea e árvores esparsas): porção da propriedade também ocupada por pasto de braquiária, porém com elevada densidade de indivíduos arbóreos;
- d) Eucalipto: talhão de *Eucalyptus* spp. com sub-bosque ocupado por braquiária e regeneração de espécies arbustivo-arbóreas;
- e) Mata nativa: fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana secundária em estágio médio de sucessão (segundo Resolução CONAMA nº. 033, de 07 de dezembro de 1994) e bom estado de conservação.

¹ Aceita-se *Brachiaria decumbens* Stapf como sinônimo.

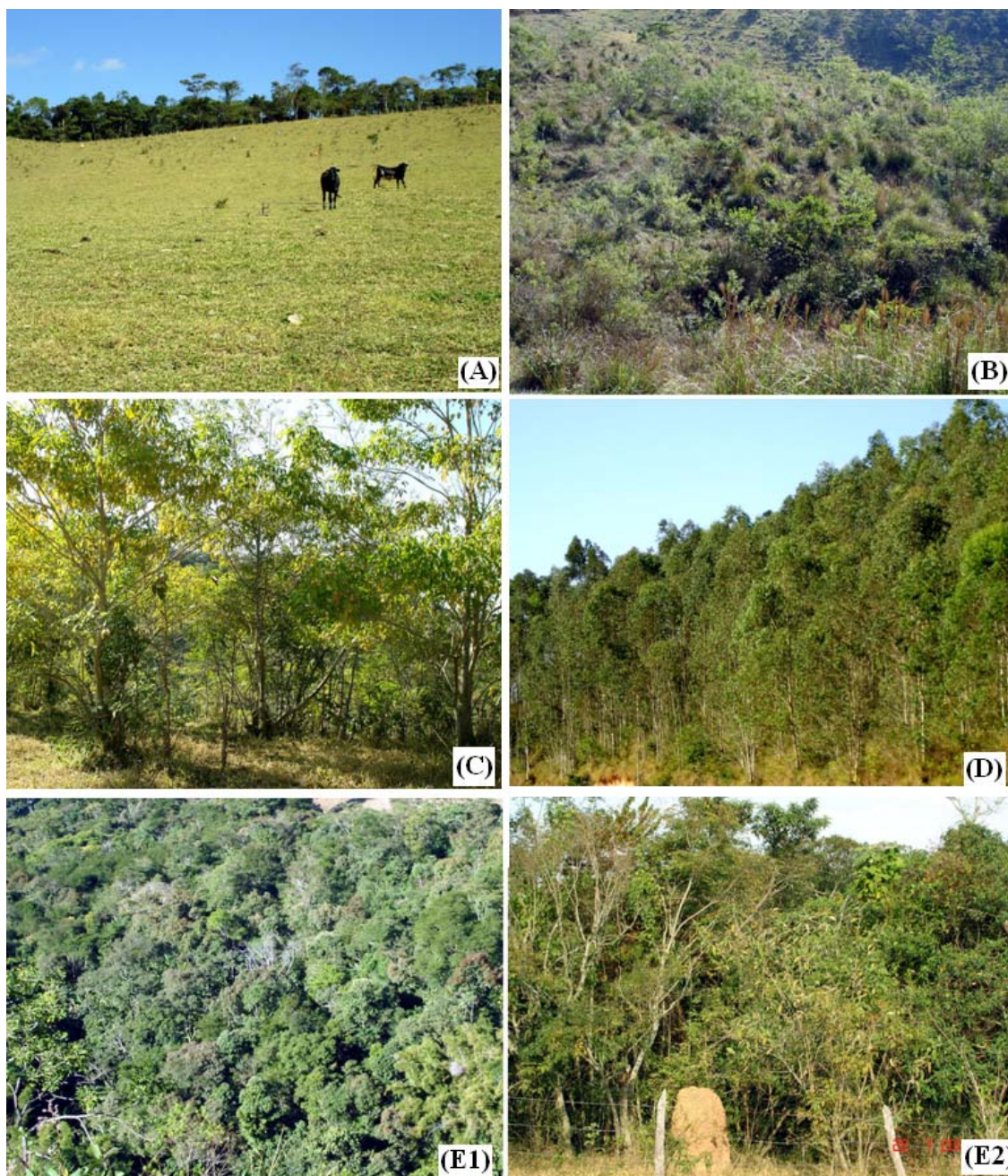


FIGURA 24: Situações ambientais da Fazenda do Gabriel, município de Carandaí, MG: pasto limpo (A), pasto sujo (B), capoeira (C), eucalipto (D) e mata nativa, com destaque ao dossel florestal (E1) e borda do fragmento (E2).

Em cada uma dessas situações ambientais (Figura 25A), 20 amostras de solo foram retiradas com o auxílio de um gabarito de madeira de dimensões 25 x 25 cm e até 5 cm de profundidade, desconsiderando toda a serapilheira dura que se encontrava sob o solo. Estas amostras foram retiradas de forma sistemática nas áreas centrais de cada situação ambiental, evitando-se as bordas e áreas de transição. Foi demarcada uma rede de parcelas formada por 5 linhas e 4 colunas, equidistantes 5 m, sendo as amostras

retiradas nas interseções (Figura 25B). Portanto, foi coletado um total de 100 amostras de solo (5 situações x 20 repetições).

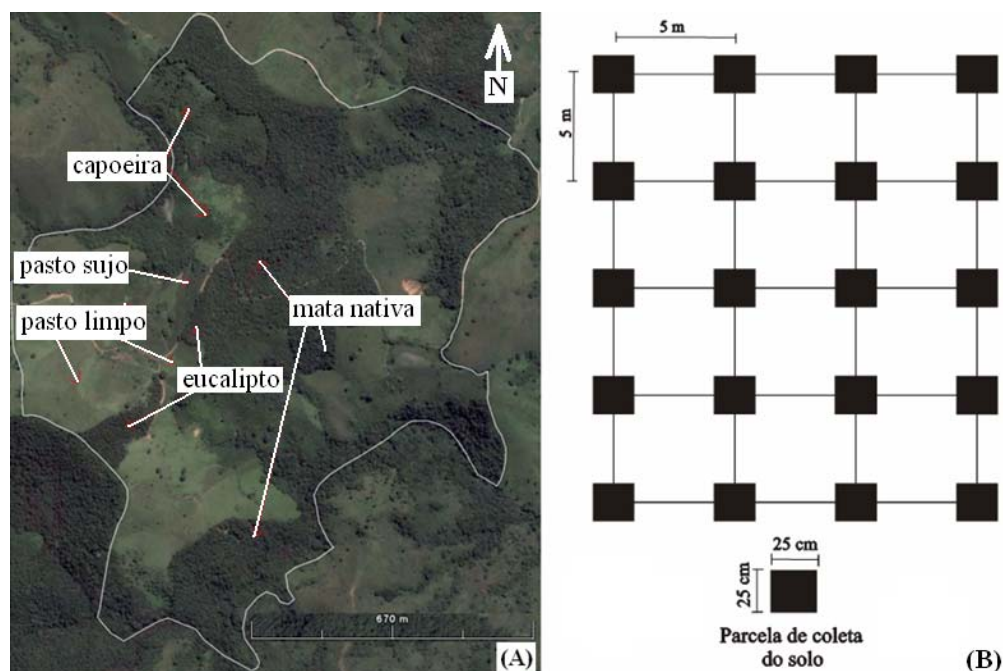


FIGURA 25: Situações ambientais na Fazenda do Gabriel (A) e esquema da distribuição das parcelas para retirada de amostras do banco de sementes do solo (B), Carandaí, MG.

Além do gabarito de madeira, pás e enxadas também foram utilizadas para a coleta do banco de sementes do solo, sendo imediatamente armazenado em sacos plásticos pretos, identificados e transportados para casa de vegetação (sombrite 50%) no viveiro da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Na casa de vegetação, as amostras foram transferidas para bandejas plásticas, onde foram mantidas durante oito meses (setembro/2006 a maio/2007).

Por apresentar sistema de irrigação por nebulização automática, a casa de vegetação não permitiu que amostras sofressem estresse hídrico e, sendo coberta por tela sombrite de malha fina (1 mm), impediu que as bandejas fossem contaminadas por propágulos. Junto às bandejas com solo, também foram colocadas bandejas contendo areia grossa esterilizada, para o controle da eventual contaminação das amostras por chuva de sementes local. Caso isso ocorresse, a(s) espécie(s) contaminante(s) seria(m) desconsiderada(s) das análises. Todas as bandejas foram dispostas aleatoriamente no interior do viveiro para garantir às mesmas condições ambientais.

As plântulas emergentes foram contadas semanalmente, identificadas e retiradas imediatamente após seu registro. A identificação taxonômica das plântulas foi feita por

meio de consultas a especialista, bibliografia especializada (LORENZI, 2002; LORENZI, 2006; LORENZI, 2008) e ao herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa. Adotou-se a classificação APG II (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II, 2003; SOUZA & LORENZI, 2005) e o nome das espécies, autoridades e famílias foram confirmados e atualizados através do *site* do *Missouri Botanical Garden* (www.mobot.org/w3t/search/vast.html).

As plantas foram categorizadas quanto à sua forma de vida: erva, subarbusto, arbusto e árvore. As espécies arbóreas, devido a sua importância ecológica para a restauração florestal, foram classificadas em função de sua síndrome de dispersão e classe sucessional, classificando-as em pioneiras (pioneira + secundárias iniciais) e não-pioneiras (secundárias tardias + climáticas) por ser uma classificação prática e mais utilizada em projetos de restauração (MARTINS, 2007; MARTINS, 2009).

4.3.3 Análise dos dados

Considerando-se cada amostra de solo uma repetição, calculou-se o valor médio e o coeficiente de variação de cada tratamento (pasto limpo, pasto sujo, capoeira, eucalipto e mata nativa) e para cada variável (densidade de indivíduos e forma de vida).

Os tratamentos foram comparados por meio de análise de variância, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste *Tukey*. Devido à expressividade da braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) e à sua agressividade, foram realizadas análises em separado para esta espécie.

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1 Análise geral

Considerando todas as situações ambientais, germinaram 10.427 indivíduos de 21 famílias e 70 morfo-espécies, sendo 54 identificadas em nível de espécie, 1 em nível de gênero, 2 em nível de família e 13 não identificados, distribuídas entre herbáceas, subarborescentes, arbustivas e arbóreas.

A família que apresentou maior riqueza foi Asteraceae (16 espécies). A maioria das espécies não identificadas foram herbáceas e subarborescentes, grupo normalmente de difícil identificação e, por isso, alguns estudos nem as incluem na avaliação do banco (NAVE, 2005). Além disso, no presente estudo, a maior parte dos indivíduos não identificados corresponderam a espécies que germinaram com reduzido número, o que dificultou ainda mais a identificação. Contudo, optou-se por incluí-las, pois apenas o valor de densidade dessas espécies auxilia a interpretação da resiliência dos ecossistemas.

Estudos sobre banco de sementes realizado em Minas Gerais apresentaram número de famílias e espécies divergentes. Em Viçosa, Braga *et al.* (2007) descreveram um total de 22 famílias e 38 espécies, Franco (2005) listou 21 famílias e 66 espécies, e Leal Filho (1992), 24 morfo-espécies. Em Paula Cândido, Costalonga (2006) citou a ocorrência de 22 famílias e 67 espécies na primeira etapa do estudo e 26 famílias e 80 espécies na segunda etapa. Em Brás Pires, Martins *et al.* (2008) identificaram 17 famílias e 36 espécies. Essa divergência reflete, além das diferenças de metodologias (ausência de padronização para amostragens de banco de sementes), a grande influência dos fatores como histórico de ocupação, exploração, proximidades de fontes de propágulos, uso atual e localização. Essas mesmas variáveis também influenciaram a germinação nas diferentes situações ambientais.

4.4.2 Germinação de indivíduos de braquiária (*Urochloa decumbens*)

Aproximadamente 32% dos indivíduos germinados corresponderam à braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster), gramínea perene que foi identificada em todas as situações ambientais, em maior ou menor densidade. O pasto sujo correspondeu à situação em que ocorreu predomínio da espécie, situação contrária da mata nativa,

onde foi verificado o menor número de indivíduos. As demais situações apresentaram-se em condições intermediárias (Figura 26).

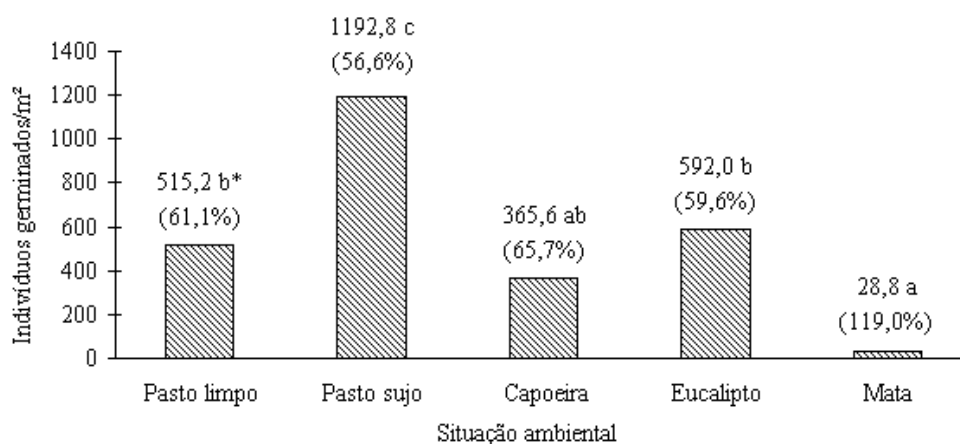


FIGURA 26: Valor médio e coeficiente de variação (entre parênteses) para indivíduos de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster germinados nas diferentes situações ambientais, Fazenda do Gabriel, Cimento Tupi S.A., Carandaí, MG. *Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente, ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste *Tukey* ($p = 0,00$ e $F = 24,44$).

O menor pastoreio do gado, na situação pasto sujo, provavelmente seja responsável pela maior germinação de braquiária, superior inclusive ao pasto limpo, uma vez que colabora para que os indivíduos adultos de braquiária consigam florescer e dispersar sementes. Já na situação pasto limpo, o pastoreio mantém a braquiária sempre baixa, não favorecendo a produção de sementes, motivo pelo qual apresenta diferença estatística significativa em relação ao pasto sujo. Na situação mata nativa, por sua vez, a presença do dossel fechado da floresta dificulta a entrada das sementes de braquiária via dispersão, e a sombra impede a germinação e o estabelecimento de indivíduos a partir de sementes que eventualmente consigam atingir o solo, o que não ocorre na situação eucalipto, o qual apresenta dossel aberto que favorece a entrada de semente e luz.

4.4.3 Espécies germinadas no banco de sementes, exceto indivíduos de *Urochloa decumbens*

A totalidade das espécies germinadas no banco de sementes, excluindo-se os indivíduos de braquiária, é apresentada na Tabela 10.

TABELA 10: Espécies germinadas nas amostras do banco de sementes das cinco situações ambientais em propriedade rural, excluídos indivíduos de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, Fazenda do Gabriel, Cimento Tupi S.A., Carandaí, MG. Situação ambiental: PL = pasto limpo; PS = pasto sujo; Ca = capoeira; Eu = eucalipto e Ma = mata.

Espécie	Família	Forma de vida	Situação ambiental					Total	
			PL	PS	Ca	Eu	Ma	(ind.)	(%)
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	erva anual	36	1203	511	373	36	2159	30,59
<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	Melastomataceae	arbusto	19	155	166	271	641	1252	17,74
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	Lamiaceae	erva ou subarbusto anual	12	267	238	262	4	783	11,09
<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltld.) Delprete	Rubiaceae	erva perene	107	164	9	107	43	430	6,09
<i>Mitracarpus hirtum</i> DC.	Rubiaceae	erva anual	18	64	29	248	25	384	5,44
Poaceae sp.1	Poaceae	erva	0	6	86	75	207	374	5,30
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	Asteraceae	arbusto perene	15	60	130	25	29	259	3,67
<i>Vernonia westiniana</i> Less.	Asteraceae	arbusto perene	0	43	51	122	33	249	3,53
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit	Lamiaceae	subarbusto anual	0	188	5	10	3	206	2,92
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Verbenaceae	subarbusto anual ou perene	12	71	25	0	24	132	1,87
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	erva perene	13	93	2	0	0	108	1,53
Indeterminada 1	Indeterminada	erva	3	22	5	39	25	94	1,33
<i>Sida rhombifolia</i> Mast.	Malvaceae	subarbusto anual ou perene	29	17	31	6	2	85	1,20
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Phyllanthaceae	erva anual	2	55	0	0	0	57	0,81
<i>Herissantia tiubae</i> (K. Schum.) Brizicky	Malvaceae	subarbusto perene	0	0	0	0	47	47	0,67
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Myrsinaceae	árvore	0	0	5	0	41	46	0,65
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	arbusto perene	0	12	0	9	21	42	0,59
<i>Spermacoce verticillata</i> L.	Rubiaceae	erva perene	1	10	27	3	0	41	0,58
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	subarbusto perene	1	3	4	1	27	36	0,51
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Asteraceae	erva anual, bianual ou perene	17	7	4	2	4	34	0,48
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	arbusto perene	3	10	2	5	13	33	0,47

Continua...

TABELA 10: Continuação.

Espécie	Família	Forma de vida	Situação ambiental					Total	
			PL	PS	Ca	Eu	Ma	(ind.)	(%)
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Solanaceae	erva ou subarbusto anual	0	0	26	1	0	27	0,38
<i>Spergula arvensis</i> L.	Caryophyllaceae	erva anual	0	0	11	14	0	25	0,35
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	Lamiaceae	erva anual	0	14	6	3	1	24	0,34
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Asteraceae	erva anual	0	0	4	2	4	10	0,14
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	Asteraceae	arbusto	0	9	1	0	0	10	0,14
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	erva anual	1	0	3	2	3	9	0,13
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	erva anual	0	0	4	2	2	8	0,11
<i>Artemisia dracuncululus</i> L.	Asteraceae	erva perene	0	4	0	1	3	8	0,11
Indeterminada 2	Indeterminada	erva	0	2	6	0	0	8	0,11
Indeterminada 6	Indeterminada	erva	0	0	0	0	5	5	0,07
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	árvore	1	0	0	0	3	4	0,06
<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	Asteraceae	erva anual	0	4	0	0	0	4	0,06
Indeterminada 5	Indeterminada	erva	0	3	0	1	0	4	0,06
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	subarbusto perene	2	0	0	2	0	4	0,06
<i>Sida urens</i> L.	Malvaceae	erva anual ou bianual	0	0	1	0	3	4	0,06
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	erva anual	0	0	4	0	0	4	0,06
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	Fabaceae	arbusto anual	2	1	0	0	0	3	0,04
<i>Crotalaria incana</i> L.	Fabaceae	erva/subarbusto anual	0	2	0	1	0	3	0,04
Indeterminada 10	Indeterminada	erva	0	0	0	0	3	3	0,04
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Tiliaceae	árvore	0	0	1	0	2	3	0,04
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	árvore	0	0	1	0	2	3	0,04
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	árvore	0	0	0	0	3	3	0,04
<i>Acalypha communis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	erva anual	0	2	0	0	0	2	0,03
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	erva perene	2	0	0	0	0	2	0,03
Indeterminada 3	Indeterminada	erva	0	0	0	0	2	2	0,03

Continua...

TABELA 10: Continuação.

Espécie	Família	Forma de vida	Situação ambiental					Total	
			PL	PS	Ca	Eu	Ma	(ind.)	(%)
Indeterminada 11	Indeterminada	erva	0	0	0	1	1	2	0,03
Piperacea sp.1	Piperacea	erva	1	0	1	0	0	2	0,03
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Plantaginaceae	erva perene	0	2	0	0	0	2	0,03
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	Flacourtiaceae	árvore	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Fabaceae	erva perene e rasteira	1	0	0	0	0	1	0,01
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	Asteraceae	erva anual	0	1	0	0	0	1	0,01
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	árvore	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae	erva perene	0	1	0	0	0	1	0,01
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Asteraceae	erva anual	1	0	0	0	0	1	0,01
<i>Eupatorium</i> sp.	Asteraceae	erva	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Glycine wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) Verdc.	Fabaceae	erva perene	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.	Lamiaceae	erva anual	0	1	0	0	0	1	0,01
Indeterminada 4	Indeterminada	erva	0	0	1	0	0	1	0,01
Indeterminada 7	Indeterminada	erva	0	0	0	0	1	1	0,01
Indeterminada 8	Indeterminada	erva	0	0	0	0	1	1	0,01
Indeterminada 9	Indeterminada	erva	0	0	1	0	0	1	0,01
Indeterminada 12	Indeterminada	erva	1	0	0	0	0	1	0,01
Indeterminada 13	Indeterminada	erva	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Asteraceae	erva anual	1	0	0	0	0	1	0,01
<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	erva anual	0	1	0	0	0	1	0,01
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	subarbusto anual	0	1	0	0	0	1	0,01
<i>Sida santaremensis</i> Monteiro	Malvaceae	subarbusto perene	0	0	0	0	1	1	0,01
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	Rubiaceae	erva anual	0	0	1	0	0	1	0,01
Total	(ind./1,25 m ²)		301	2498	1402	1588	1270	7059	100,0

Observa-se que no pasto limpo houve predomínio de indivíduos herbáceos, com os indivíduos das espécies *Spermacoce palustris* e *Scoparia dulcis* perfazendo quase 50% da totalidade. *Leandra purpurascens*, *Vernonia polyanthes*, *Artemisia dracunculifolia* e *Croton urucurana* foram as poucas espécies arbustivo-arbóreas constatadas, todas pioneiras.

Situação semelhante ocorreu no pasto sujo, com predomínio de herbáceas, sendo que *Scoparia dulcis* e *Leonotis nepetifolia* perfizeram praticamente 60% do total de indivíduos germinados. *Leandra purpurascens*, *Vernonia polyanthes*, *Vernonia diffusa*, *Vernonia westiniana* e *Chromolaena laevigata* foram algumas espécies arbustivas verificadas. Não ocorreram espécies arbóreas.

A situação capoeira também se apresentou dominada por ervas, sendo que *Scoparia dulcis*, *Leonotis nepetifolia* e *Leandra purpurascens* perfizeram 65% do total de indivíduos germinados. Houve uma maior participação de espécies arbustivo-arbóreas do que nas situações anteriores. *Rapanea ferruginea*, *Luehea grandiflora* e *Sapium glandulatum* foram as espécies arbóreas encontradas, todas pertencentes ao estágio inicial de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais).

Também dominada por espécies herbáceas, a situação eucalipto apresentou 73% dos indivíduos pertencentes às espécies *Scoparia dulcis*, *Leandra purpurascens*, *Leonotis nepetifolia* e *Mitracarpus hirtum*. Não houve presença de espécies arbóreas nesta situação, somente arbustivas: *Leandra purpurascens*, *Vernonia westiniana*, *Vernonia polyanthes*, *Chromolaena laevigata* e *Baccharis dracunculifolia*.

A situação mata nativa destacou-se por apresentar a maior quantidade de espécies arbóreas, incluindo espécies secundárias tardias, apesar do predomínio de indivíduos herbáceos. *Leandra purpurascens* e uma espécie da família Melastomataceae participaram com 67% do total de indivíduos. As espécies arbóreas encontradas foram as pioneiras *Rapanea ferruginea*, *Croton urucurana*, *Trema micrantha*, *Luehea grandiflora*, *Sapium glandulatum*, e as não-pioneiras *Carpotroche brasiliensis* e *Cupania vernalis*.

A mata nativa também correspondeu à situação em que foi encontrada maior riqueza (41 morfo-espécies), seguida das situações pasto sujo e capoeira (35 morfo-espécies cada). Eucalipto e pasto limpo foram as situações em que se observaram as menores riquezas, com 27 e 26 morfo-espécies, respectivamente (Tabela 10). A maior diversidade de espécies arbóreas em solo com remanescentes arbóreos era esperada em função da proximidade da fonte de propágulos (GANDOLFI *et al.*, 2007; MARTINS,

2007). Com o avanço da sucessão, ocorre uma redução na densidade de sementes herbáceas e finalmente um aumento na densidade de sementes arbustivas e arbóreas.

Em todas as situações ambientais, predominaram espécies herbáceas. Seu predomínio é comum em estudos de banco de sementes, e também foram observados por Souza (2003), Franco (2005), Costalonga (2006) e Martins *et al.* (2008), sendo uma característica de ambientes perturbados. Fatores como mecanismos eficientes de dispersão, tamanho e dormência das sementes de herbáceas pioneiras colaboram para a dominância destas nas diferentes situações ambientais. A grande quantidade de sementes de espécies herbáceas encontradas na área de estudo pode estar relacionada ao ciclo de vida das espécies, à produtividade de sementes, à ausência ou não continuidade do dossel, o qual facilitaria a entrada de suas sementes e sua incorporação no solo.

Cabe resaltar que muitas espécies herbáceas são inibidoras da sucessão, como algumas lianas, mas algumas também são facilitadoras, tais como as leguminosas anuais ou bianuais.

4.4.4 Análise das espécies arbóreas germinadas no banco de sementes do solo

Não ocorreu germinação de espécies arbóreas nas situações de pasto sujo e eucalipto. Nas demais situações, germinaram pouco ou nenhum indivíduo em cada amostra (motivo pelo qual ocorrem altos coeficientes de variação), exceto na mata, a qual apresentou-se considerável (Figura 27).

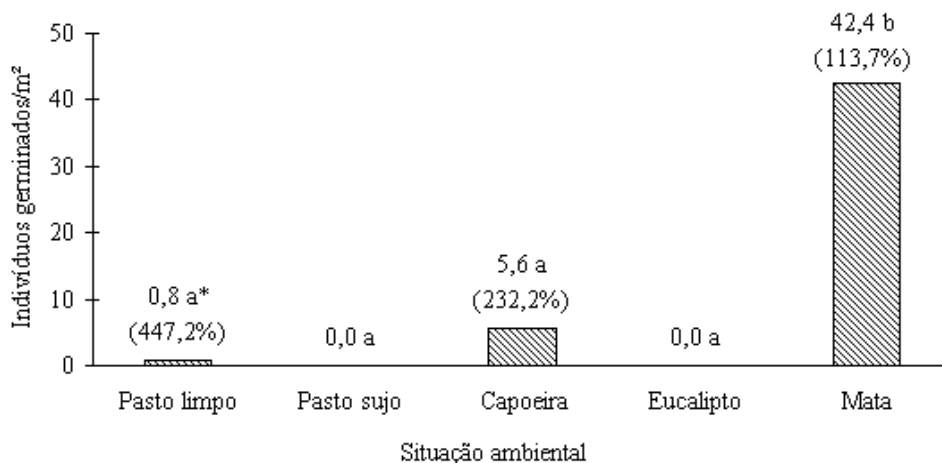


FIGURA 27: Valor médio e coeficiente de variação (entre parênteses) de indivíduos arbóreos germinados, por unidade de área (m²), nas diferentes situações ambientais, Fazenda do Gabriel, Cimento Tupi S.A., Carandaí, MG. *Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente, ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey (p = 0,00 e F = 13,50).

Considerando as 20 amostras de cada situação ambiental, apenas um indivíduo de *Croton urucurana* germinou no banco de semente do pasto limpo. Na situação capoeira, germinaram 5 indivíduos de *Rapanea ferruginea*, 1 indivíduo de *Luehea grandiflora* e 1 indivíduo de *Sapium glandulatum*. Na situação mata nativa, germinaram 41 indivíduos de *Rapanea ferruginea*, 3 de *Trema micrantha*, 3 de *Croton urucurana*, 2 de *Luehea grandiflora*, 2 de *Sapium glandulatum*, 1 de *Carpotroche brasiliensis* e 1 de *Cupania vernalis*.

Rapanea ferruginea trata-se de uma árvore com frutos com polpa, avidamente consumidos por várias espécies de aves. *Sapium glandulatum* apresenta frutos de abertura espontânea e sementes de arilo vermelho, motivo pelo qual também é atrativa à avifauna. *Trema micrantha* apresenta frutos de queda espontânea, sendo também muito consumidos por várias espécies da avifauna. Devido a essas características, são espécies com síndrome de dispersão zoocórica. *Croton urucurana*, por sua vez, apresenta frutos de abertura espontânea (deiscência explosiva), sendo classificada como autocórica. *Luehea grandiflora* apresenta frutos de abertura espontânea e liberação de sementes aladas, sendo então dispersas pelo vento, classificadas, por isso, como anemocóricas. *Carpotroche brasiliensis* e *Cupania vernalis* tratam-se de espécies arbóreas com frutos comestíveis e muito apreciados por animais silvestres, apresentando síndrome de dispersão zoocóricas (LORENZI, 2002). Portanto, dentre as espécies arbóreas, ocorreu

predomínio de espécies zoocóricas e pioneiras. Espécies arbóreas pioneiras são comumente encontradas em maiores densidades no banco de sementes do solo, devido a suas características de grande produção de sementes, eficiente dispersão e dormência das sementes (DALLING, 2002).

O uso de plantio de enriquecimento com espécies de grupos ecológicos mais avançados foi indicado por Costalonga (2006) ao verificar a predominância de espécies pioneiras dentre as arbustivo-arbóreas no banco de sementes de três tipos de cobertura vegetal (pastagem, plantio de eucalipto e Floresta Estacional Semidecidual) em Paula Cândido, MG. Analisando o banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Batista Neto (2005) também concluiu haver predomínio de espécies pioneiras, não tendo sido registrada nenhuma espécie secundária tardia.

O gradiente de situações ambientais estudadas neste trabalho (pasto limpo, pasto sujo, capoeira, eucalipto e mata nativa) pode ser comparado ao trabalho realizado por Longhi *et al.* (2005). Ao avaliarem o banco de sementes de espécies arbóreas de três fases sucessionais (capoeirão, floresta secundária e floresta madura), esses autores constataram que os mecanismos de regeneração que predominam nas fases sucessionais de capoeirão e floresta secundária foram compostos por espécies pioneiras e secundárias iniciais. No decorrer da sucessão florestal, ocorreu diminuição gradativa da presença de espécies pioneiras e secundárias iniciais e o aumento da participação de secundárias tardias e de sub-bosque no banco de sementes. Porém, isso não indica o fim do banco de espécies pioneiras, que ainda permanece na dinâmica dos estágios sucessionais mais avançados, o que deve auxiliar na regeneração de clareiras ocasionais nesses locais.

4.5 CONCLUSÕES

As situações ambientais identificadas apresentaram diferentes expressões de regeneração natural em função do número de indivíduos e de espécies no banco de sementes. A situação ambiental pasto sujo foi a que apresentou maior número de indivíduos herbáceos regenerantes, o que a torna mais problemática para fins de restauração.

A braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster), gramínea reconhecidamente agressiva, e que pode inibir a regeneração de espécies arbóreas, germinou em todas as situações ambientais estudadas, indicando que esta deve ser manejada cuidadosamente para o êxito do projeto de restauração.

Diante dos resultados do estudo, a restauração florestal nas diferentes situações ambientais não pode estar baseada somente no banco de sementes disponível no solo, tendo em vista que muitas espécies, principalmente aquelas de estádios finais de sucessão, não possuem representantes no banco.

**5. CAPÍTULO 3 - PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS
NATIVAS VIA RESGATE DE PLÂNTULAS**

5.1 INTRODUÇÃO

A restauração florestal tem como premissa a utilização de elevada diversidade vegetal como forma de garantir a sustentabilidade das comunidades restauradas e reduzir os custos desse tipo de trabalho. Neste contexto, a utilização de metodologias alternativas de restauração que enfocam aspectos ecológicos que regem a sucessão ecológica e a organização das comunidades florestais tem ganhado grande destaque nos últimos anos.

Existem poucos estudos na literatura científica que relatam o resgate de plântulas de espécies tropicais para a restauração florestal. Além disso, apresentam resultados distintos entre si e estão normalmente restritos a algumas espécies (ex.: NEMER *et al.*, 2002; BECHARA, 2006; BRITO & MARTINS, 2007), não sendo considerada a comunidade arbustivo-arbórea como um todo (ex.: NAVE, 2005; VIANI, 2005; VIANI *et al.*, 2007; VIANI & RODRIGUES, 2007).

Essa metodologia apresenta as vantagens de dispensar as etapas tradicionais de produção por sementes (coleta, beneficiamento, armazenamento, etc.), com conseqüente redução do custo de produção, adaptação climática, conservação do material genético que seria suprimido e serviria como complemento da diversidade de espécies nos plantios de restauração de áreas degradadas. No entanto, atualmente, a técnica de resgate de plântulas somente é permitida como medida mitigadora em remanescentes florestais nos quais o licenciamento ambiental autorizou a supressão da vegetação.

Embora não seja regra para todas as espécies, o transplante direto para o campo, sem uma pré-adaptação em viveiro, apresenta maiores taxas de mortalidade, de forma que a transferência das plantas, primeiramente para um viveiro com sombreamento, minimiza o impacto sofrido no transplante e aumenta as taxas de sobrevivência. Os diferentes resultados que têm sido obtidos com a metodologia de transferência das plântulas regenerantes expressam também a diversidade de variáveis envolvidas na sobrevivência de uma plântula. Entre essas variáveis estão a própria espécie e suas respectivas características fisiológicas, a época do ano em que a transferência é realizada, o tamanho das plântulas transplantadas e as condições de sombreamento do local em que as plântulas permanecem após a transferência (VIANI *et al.*, 2007).

Em floresta nativa localizada no Sul do Brasil, Corvello (1983) procurou determinar a melhor técnica de utilização das mudas extraída da regeneração. Metade delas passaram por uma fase de viveiro (3 meses), onde receberam condicionamento

especial, através de transplante para recipientes, irrigações e sombreamento, sendo levadas depois para o plantio definitivo no campo. A outra metade das mudas permaneceu esses 3 meses na floresta, sendo extraídas da regeneração somente por ocasião do plantio definitivo, e utilizadas na modalidade de muda de raiz nua. Após 6 meses de avaliação, concluiu que, para as espécies *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. E *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, o plantio de mudas condicionadas em viveiro foi indispensável para uma pré-adaptação destas espécies, garantindo o sucesso do plantio. Já para *Podocarpus Lambertii* Klotzsch ex Endl., o plantio direto de mudas com raiz nua apresentou ótimos resultados.

A fim de proceder a uma análise criteriosa quando a sobrevivência nos diferentes tamanhos de plântulas, Viani *et al.* (2007) separou arbitrariamente as plântulas em classes de altura: classe I (até 10 cm de altura), classe II (entre 11 a 20 cm) e classe III (de 21 a 30 cm). Os melhores índices de sobrevivência para os propágulos advindos do sub-bosque de talhões de eucalipto ocorreram para as plântulas com 11 a 20 cm e 21 a 30 cm de altura, e para as plântulas advindas do sub-bosque do remanescente florestal ocorreu o melhor índice apenas para as plântulas de 11 a 20 cm de altura. Há, no entanto grande divergência sobre o tema. Corvello (1983) recomendou para *Ocotea puberula* e *Ilex paraguariensis* a utilização de regenerantes com 30 a 60 cm. Entretanto, Nave (2005) obteve melhores resultados quando as plântulas transplantadas continham até 20 cm de altura e justifica que taxas de mortalidade maiores para plântulas de maior porte estariam ligadas ao dano às raízes que estes sofreriam, provocando um desequilíbrio hídrico na planta, que perderia mais água do que suas raízes danificadas seriam capazes de absorver. Ainda de acordo com este autor, plântulas de maior porte exigem também grandes esforços para sua retirada, causando problemas de espaço no transporte. Devido a sua baixa sobrevivência, ainda aumenta o custo de recuperação.

Observa-se, portanto, que embora a técnica do resgate de indivíduos da flora (plântulas, jovens ou até indivíduos adultos) apresentar-se como promissora metodologia de restauração florestal em estudos recentes, muitos ajustes ainda precisam ser realizados visando a maximizar a sobrevivência de mudas para obtenção de elevada diversidade de espécies.

5.2 OBJETIVOS

5.2.1 Objetivo geral

- Obter informações sobre a técnica de resgate de plântulas de espécies arbustivo-arbóreas provenientes de trechos de Floresta Estacional Semidecidual secundária, Carandaí, MG, para a obtenção de mudas em viveiro, a fim de serem utilizadas em projetos de restauração florestal;

5.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a influência do estágio sucessional dos fragmentos florestais sobre a composição e sobrevivência dos indivíduos arbustivo-arbóreos resgatados;
- Identificar espécies e classe de altura que proporcionam melhor sobrevivência dos indivíduos resgatados;
- Analisar a recuperação dos indivíduos resgatados em viveiro, baseando-se na altura dos indivíduos e inserção de folhas novas.

5.3 MATERIAL E MÉTODOS

5.3.1 Origem das plântulas

O resgate das plântulas de espécies arbustivo-arbóreas foi realizado no município de Carandaí, MG, em Floresta Estacional Semidecidual secundária, em que o licenciamento ambiental definiu como medida mitigadora das atividades de mineração da empresa Cimento Tupi S.A. A floresta apresenta ponto de referência dado pelas coordenadas geográficas 20° 54' 05" de latitude Sul e 43°48' 35" de longitude Oeste, numa altitude média de 1.048 m (GOOGLE EARTH, 2008). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwb, tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, com temperatura do mês mais frio inferior a 18°C e do mês mais quente superior a 22°C.

Foram selecionados dois fragmentos florestais, os quais foram classificados quanto ao estágio sucessional conforme Resolução CONAMA nº. 033, de 07 de dezembro de 1994. O primeiro fragmento, num estágio médio de sucessão secundária, com árvores de porte médio, predominância de espécies secundárias iniciais e tardias, e dossel fechado. O segundo fragmento num estágio inicial de sucessão, com arvoretas e árvores de pequeno e médio porte, principalmente pioneiras e secundárias iniciais, dossel com muitas aberturas e abundância de lianas nas bordas. Esses fragmentos estavam geograficamente próximos e, por efeitos práticos, são doravante denominados fragmento médio e fragmento inicial.

5.3.2 Coleta e condução das plântulas

Em cada fragmento, foi demarcada uma rede de parcelas formada por 5 linhas e 5 colunas, equidistantes 12 m, sendo 25 parcelas de 2 x 2 m instaladas nas intersecções, totalizando 200 m² de área submetida ao resgate (Figura 28).

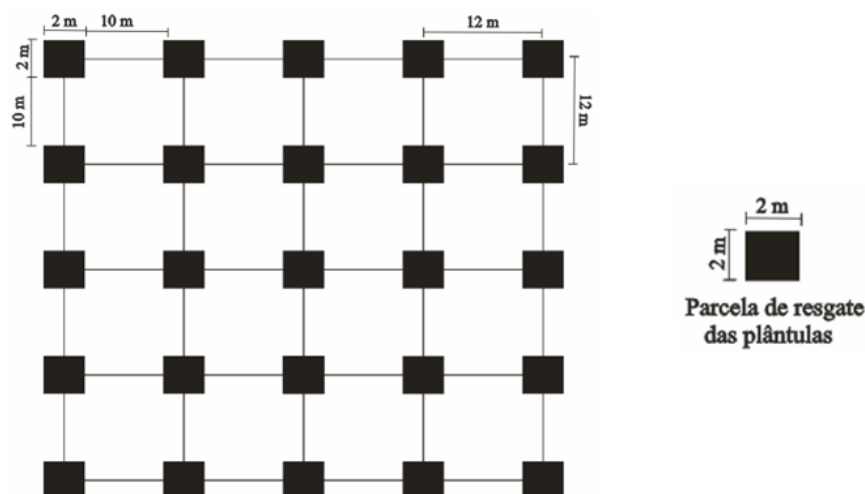


FIGURA 28: Esquema da distribuição das parcelas para o resgate das plântulas em cada fragmento florestal, município de Carandaí, MG.

Após a demarcação das parcelas, a metodologia do resgate das plântulas de espécies arbustivo-arbóreas obedeceu à seguinte seqüência (Figura 29):

- a) Coleta na parcelas: Foram coletadas todas as plântulas presentes que apresentavam altura entre 4 e 60 cm. Utilizaram-se pазinhas de jardinagem para não danificar o sistema radicular, sendo destorroadas para ficar com raiz nua. Com auxílio de tesoura, as plântulas tiveram todas suas folhas cortadas em 50% para reduzir o estresse hídrico e permitir a observação da inserção das novas folhas no viveiro. As plântulas de todas as parcelas foram coletadas num mesmo dia (24 de novembro de 2006);
- b) Transporte para o viveiro: Imediatamente após a coleta e corte das folhas, as plântulas de cada parcela foram acondicionadas em baldes com água, tampados e transportados em caminhão aberto para o Viveiro Florestal da Universidade Federal de Viçosa, distante cerca de 200 km;
- c) Transplante: A transferência de cada plântula para recipiente individual e definitivo ocorreu em até 12 horas após a coleta. Por meio de plaquetas, cada plântula foi numerada por parcela. Os recipientes utilizados foram saquinhos plásticos pretos de dimensões 14 x 20 cm, preenchidos por substrato composto pela mistura de solo argiloso, esterco bovino curtido e superfosfato simples. A disposição dos indivíduos das diferentes espécies no viveiro foi aleatória;
- d) Tratos culturais no viveiro: As plântulas foram mantidas em casa de sombra coberta com tela tipo sombrite (50% de sombreamento) e irrigação por nebulização (automatizada), uma vez que a rega é essencial à recuperação dos indivíduos enquanto

estiverem com o sistema radicular danificado. Ocorreu controle periódico manual de plantas daninhas, ou seja, que surgiam espontaneamente, a fim de evitar competição.



FIGURA 29: Etapas do resgate de plântulas, desde a coleta, realizada no município de Carandaí, MG, até os seis meses após o resgate, no viveiro da Universidade Federal de Viçosa, município de Viçosa, MG.

e) Coleta de dados: Uma semana após o transplante, procedeu-se a primeira tomada de dados com medição da altura e avaliação da condição foliar dos indivíduos. A altura foi medida do colo à inserção da última gema, e a avaliação da condição foliar baseou-se na contagem dos indivíduos que perderam totalmente as folhas, mantiveram somente as folhas cortadas e dos que inseriram novas folhas. O período entre o transplante e a primeira avaliação (1 semana) foi estabelecido em função de possíveis prejuízos que poderiam ocorrer no sistema radicular devido a sua manipulação, uma vez que estavam em uma fase crítica de recuperação. Esses mesmos procedimentos (medição da altura e avaliação foliar) foram repetidos aos 3 e 6 meses após o transplante;

f) Identificação taxonômica: A identificação das plântulas foi feita por meio de consultas a especialista, bibliografia especializada e ao herbário VIC da Universidade

Federal de Viçosa. Adotou-se a classificação do APG II (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II, 2003; SOUZA & LORENZI, 2005). O nome das espécies e suas respectivas autoridades e famílias foram confirmados e atualizados através do *site* do *Missouri Botanical Garden* (www.mobot.org/w3t/search/vast.html).

Definiu-se então a categoria sucessional das espécies, classificando-as em pioneiras (pioneira + secundárias iniciais) e não-pioneiras (secundárias tardias + climácicas) por ser a classificação mais utilizada em trabalhos práticos de restauração, baseando-se em Lorenzi (2002), Louzada (2002), Souza & Lorenzi (2005), Viani (2005), Viani *et al.* (2007), Martins (2007), dentre outros. Espécies com classificação ausente, assim como indivíduos classificados somente em nível de família ou gênero, foram denominadas não caracterizadas.

5.3.3 Análise dos dados

Na análise dos dados, primeiramente, avaliaram-se os parâmetros dos indivíduos resgatados: número de indivíduos/famílias/espécies, densidade, espécies comuns e exclusivas entre os fragmentos.

A análise da sobrevivência das espécies foi realizada considerando-se a taxa média de sobrevivência dos indivíduos de cada parcela. Essa variável também foi comparada em função da classe de altura dos indivíduos, sendo esse parâmetro instituído de forma arbitrária: pequenas (altura de 4 a 20 cm), médias (20,1 a 40 cm) e grandes (40,1 a 60 cm). Indivíduos que não apresentaram folhas novas até o sexto mês e cujos caules apresentavam-se secos foram considerados mortos.

Para a análise do crescimento em altura e da condição foliar (manutenção, perda e inserção de folhas), consideraram-se somente as espécies com maior número de indivíduos sobreviventes (espécies principais), uma vez que muitas espécies foram representadas por poucos indivíduos, limitando comparações.

Os parâmetros foram analisados considerando a totalidade de indivíduos resgatados (geral) e separadamente para cada fragmento. Aplicou-se o teste qui-quadrado (χ^2) para comparar classes de altura (parâmetros dos indivíduos resgatados e análise de sobrevivência) e condição foliar entre os fragmentos. O restante dos dados foi analisado por meio do teste *t*, considerando-se os fragmentos como amostras independentemente. Quando da avaliação de mais de duas médias, o teste *t* foi aplicado às médias comparando-as duas a duas. Nesse caso, um dos pressupostos do teste *t* é que

as amostras apresentam mesma variância, o que levou igualmente à aplicação do teste F. Em todos os casos, assumiu-se o nível de 5% de probabilidade de erro.

5.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.4.1 Informações quanto aos indivíduos resgatados

Foi resgatado um total de 966 indivíduos, sendo que 69,8% foram identificados no nível de espécie, 8,7% no nível de gênero, 2,8% no nível de família e o restante (18,7%) enquadrou-se no grupo não identificados (Tabelas 11 e 12).

TABELA 11: Parâmetros gerais da comunidade de indivíduos arbustivo-arbóreos resgatados em Floresta Estacional Semidecidual, Carandaí, MG. Sendo: N = valor absoluto; % = valor relativo.

Parâmetro	Geral		Fragmento médio		Fragmento inicial		
	N	%	N	%	N	%	
Nº indivíduos (total)	966	100,0	624	64,5	342	35,4	
Classe de altura* (1)	P	651	67,4	418	67,0	233	68,1
	M	234	24,2	157	25,2	77	22,5
	G	81	8,4	49	7,9	32	9,4
Categoria sucessional** (2) (indivíduos)	P	578	59,8	310	49,7	268	78,4
	NP	49	5,1	33	5,3	16	4,7
	nc	339	35,1	281	45,0	58	17,0
Nº famílias		26		26		10	
Nº espécies***		70		64		28	
Categoria sucessional** (1) (espécies)	P	27	38,6	26	40,6	13	46,4
	NP	9	12,9	6	9,4	5	17,8
	nc	34	48,6	33	51,6	11	39,3
Nº espécies comuns***		--		22		22	
Nº espécies exclusivas***		--		42		6	
Densidade (ind./m ²) (3)		4,83		6,24 b		3,42 a	

* P = pequena (4 a 20 cm de altura); M = média (20,1 a 40 cm de altura) e G = grande (40,1 a 60 cm de altura); ** P = pioneiras (pioneira + secundárias iniciais); NP = não-pioneiras (secundárias tardias + climácicas); nc = não caracterizadas; ***Considerando somente indivíduos identificados no nível de espécie; (1) Diferença estatística não significativa das porcentagens entre fragmentos (classe de altura: $\chi^2 = 1,277$, $p = 0,5280$; categoria sucessional (espécies): $\chi^2 = 1,918$, $p = 0,3832$); (2) Diferença estatística significativa das porcentagens entre fragmentos ($\chi^2 = 80,151$, $p = 0,0000$); (3) Valores seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste t ao nível de 5% de probabilidade de erro ($t = 2,96733$, $p = 0,00467322$; $F = 0,736358$, $p = 0,459028$).

Houve predomínio da classe pequena, o que era esperado, uma vez que espécies arbustivo-arbóreas caracterizam-se pelo maior número de indivíduos e maior taxa de mortalidade durante as fases iniciais da vida, com decréscimo à medida que a idade aumenta. Quanto à categoria sucessional, tanto no nível de indivíduos quanto para espécies, ocorreu predomínio de pioneiras quando comparado a não-pioneiras.

Entretanto, essa classificação ficou prejudicada devido à falta de identificação de indivíduos ou por estes serem classificados no nível de família ou gênero, além da falta de classificação sucessional quando identificados no nível de espécie, em alguns casos.

Apesar de a área amostral dos fragmentos ser a mesma, aproximadamente 65% do total de indivíduos foram encontrados no fragmento médio. Conseqüentemente, a densidade apresentou-se superior neste fragmento, com diferença estatística significativa ($t = 2,96733$, $p = 0,00467322$; $F = 0,736358$, $p = 0,459028$). O teste qui-quadrado comprovou não haver diferença entre as proporções das classes de altura entre os fragmentos ($\chi^2 = 1,277$, $p = 0,5280$). Portanto, apesar da diferença entre o número de indivíduos resgatados entre os fragmentos, os valores percentuais referentes às classes de altura são estatisticamente iguais. Esse mesmo comportamento foi observado na categoria sucessional quando analisada no nível de espécies ($\chi^2 = 1,918$, $p = 0,3832$). No entanto, quando a categoria sucessional é analisada no nível de indivíduos, ocorreu distinção entre as proporções em função do fragmento ($\chi^2 = 80,151$, $p = 0,0000$).

O número de famílias encontradas no fragmento médio (26 famílias) também se apresentou superior ao fragmento inicial (10 famílias). Entretanto, Fabaceae, Myrtaceae e Lauraceae foram as que apresentaram maior riqueza de espécies em ambos os fragmentos. Do total de espécies identificadas, 31,4% são comuns aos dois fragmentos, sendo que o fragmento médio apresentou número de espécies exclusivas superior ao fragmento inicial (42 e 6 espécies, respectivamente).

A dificuldade de identificação das plântulas (18,7%) ocorreu principalmente devido à ausência ou reduzida quantidade de folhas inteiras mantidas após o resgate. Muitos indivíduos perderam totalmente suas folhas durante a operação de transporte (Carandaí para Viçosa) e, por não emitirem novas folhas, não foi possível a identificação, o que é comprovado pelas baixas taxas de sobrevivência para os indivíduos não identificados (Tabela 12). A ausência de folhas ainda prejudicou o agrupamento destes indivíduos em morfo-espécies. Esse problema poderia ser solucionado pela identificação das plântulas no campo, após a locação das parcelas, sendo então, posteriormente transplantadas.

O problema com a falta de identificação também foi descrita em trabalhos de mesma natureza (NAVE, 2005; VIANI, 2005; VIANI *et al.*, 2007; VIANI & RODRIGUES, 2007), os quais advertiram que os resultados devem ser vistos com cautela. No entanto, a inclusão dos indivíduos não identificados nas análises é de grande

importância prática, uma vez que fornece informação do potencial do resgate para a comunidade.

Os valores superiores verificados no fragmento médio, quando comparado ao inicial (densidade, número de famílias e espécies), devem-se ao processo sucessional, que causa alterações no povoamento ao longo do tempo, com a progressão da regeneração da floresta. O avanço do processo sucessional proporciona aumento da riqueza e diversidade de espécies, do percentual de espécies zoocóricas e tolerantes à sombra, assim como dos atributos físicos da floresta tais como área basal e volume. Portanto, o menor número de famílias e espécies verificadas no fragmento inicial quando comparado ao fragmento médio corroboram a tendência observada em várias florestas tropicais do Brasil (RIBAS *et al.*, 2003).

O número de famílias e espécies arbustivo-arbóreas identificadas neste estudo (26 e 70, respectivamente) é bastante próximo ao observado por Nave (2005) e Viani *et al.* (2007), os quais descreveram a ocorrência de um total de 28 famílias e 63 espécies arbustivo-arbóreas advindas de um remanescente florestal secundário localizado no município de Ribeirão Grande, SP (resgate de indivíduos com até 60 cm de altura). Considerando distintas épocas de resgate, descreveram a ocorrência de 758 indivíduos no verão e 774 indivíduos no inverno (área amostral de 200 m² no verão + 200 m² no inverno). Portanto, o total de indivíduos resgatados nesta pesquisa (966 indivíduos) apresentou-se consideravelmente superior, se considerado o esforço por período.

5.4.2 Informações quanto à sobrevivência

A taxa geral de sobrevivência dos 966 indivíduos resgatados foi de 79,3%. Apesar de o fragmento médio ter apresentado maior número de indivíduos e de espécies resgatadas (624 indivíduos e 64 espécies) quando comparado ao fragmento florestal inicial (342 indivíduos e 28 espécies), este apresentou taxa de sobrevivência superior (86,5 contra 72,1% do fragmento médio). Devido a maior luminosidade no sub-bosque, o fragmento inicial apresentou maior número de espécies e indivíduos classificados como pioneiros (Tabela 12). Espécies pioneiras são normalmente mais rústicas e suportam melhor as condições de estresse fisiológico em relação às finais de sucessão (LÜTTGE, 2008).

TABELA 12: Famílias e espécies de indivíduos arbustivo-arbóreos resgatados em diferentes fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantados em viveiro (Viçosa, MG).

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
FABACEAE											
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	P	209	21,6	161	77,0	75	48	64,0	134	113	84,3
<i>Bauhinia forficata</i> Link	P	53	5,5	44	83,0	19	18	94,7	34	26	76,5
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	P	48	5,0	47	97,9	12	12	100,0	36	35	97,2
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	P	26	2,7	26	100,0	14	14	100,0	12	12	100,0
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	P	11	1,1	11	100,0	10	10	100,0	1	1	100,0
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP	2	0,2	2	100,0	A	A	A	2	2	100,0
<i>Inga edulis</i> Mart.	P	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	P	2	0,2	2	100,0	1	1	100,0	1	1	100,0
<i>Machaerium</i> sp.	nc	2	0,2	2	100,0	A	A	A	2	2	100,0
Indeterminada 1	nc	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
<i>Dalbergia variabilis</i> Vogel	NP	1	0,1	1	100,0	A	A	A	1	1	100,0
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Swartzia</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A

Continua...

TABELA 12: Continuação...

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
MYRTACEAE											
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	P	39	4,0	38	97,4	23	22	95,7	16	16	100,0
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	NP	23	2,4	23	100,0	14	14	100,0	9	9	100,0
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	nc	15	1,6	14	93,3	13	12	92,3	2	2	100,0
Indeterminada 3	nc	6	0,6	5	83,3	6	5	83,3	A	A	A
Indeterminada 4	nc	6	0,6	6	100,0	3	3	100,0	3	3	100,0
Indeterminada 5	nc	5	0,5	5	100,0	3	3	100,0	2	2	100,0
<i>Campomanesia</i> sp.	nc	3	0,3	3	100,0	A	A	A	3	3	100,0
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Eugenia</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
LAURACEAE											
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	nc	30	3,1	30	100,0	19	19	100,0	11	11	100,0
<i>Ocotea</i> sp. 1	nc	25	2,6	21	84,0	24	20	83,3	1	1	100,0
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	NP	8	0,8	8	100,0	5	5	100,0	3	3	100,0
<i>Ocotea</i> sp. 2	nc	5	0,5	5	100,0	5	5	100,0	A	A	A
<i>Ocotea</i> sp. 3	nc	2	0,2	2	100,0	1	1	100,0	1	1	100,0
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	NP	1	0,1	1	100,0	A	A	A	1	1	100,0
<i>Ocotea</i> sp. 4	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A

Continua...

TABELA 12: Continuação...

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
RUBIACEAE											
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	P	26	2,7	25	96,2	24	23	95,8	2	2	100,0
<i>Psychotria</i> sp.1	nc	4	0,4	4	100,0	4	4	100,0	A	A	A
<i>Faramea</i> sp.	nc	2	0,2	1	50,0	2	1	50,0	A	A	A
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	NP	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Psychotria</i> sp.2	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
MELIACEAE											
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	NP	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Trichilia</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
MYRSINACEAE											
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	P	59	6,1	56	94,9	53	51	96,2	6	5	83,3
<i>Rapanea</i> sp.	nc	7	0,7	7	100,0	7	7	100,0	A	A	A
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	P	1	0,1	0	0,0	1	0	0,0	A	A	A
SAPINDACEAE											
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	P	24	2,5	22	91,7	10	9	90,0	14	13	92,9
<i>Allophylus edulis</i> Radlk. Ex Warm.	P	2	0,2	2	100,0	A	A	A	2	2	100,0
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A

Continua...

TABELA 12: Continuação...

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
SOLANACEAE											
<i>Cestrum</i> sp.	nc	6	0,6	6	100,0	2	2	100,0	4	4	100,0
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
<i>Solanum</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
ASTERACEAE											
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	P	14	1,4	13	92,9	14	13	92,9	A	A	A
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	P	6	0,6	5	83,3	6	5	83,3	A	A	A
EUPHORBIACEAE											
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	12	1,2	9	75,0	9	6	66,7	3	3	100,0
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
FLACOURTIACEAE											
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	P	15	1,6	15	100,0	8	8	100,0	7	7	100,0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	NP	10	1,0	10	100,0	10	10	100,0	A	A	A
PIPERACEAE											
<i>Piper</i> sp. 1	nc	7	0,7	7	100,0	6	6	100,0	1	1	100,0
<i>Piper</i> sp. 2	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
ANNONACEAE											
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	P	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A

Continua...

TABELA 12: Continuação...

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
AQUIFOLIACEAE											
<i>Ilex</i> sp.	nc	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
ARALIACEAE											
<i>Dendropanax</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
BIXACEAE											
<i>Orellana</i> sp.	nc	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
CELASTRACEAE											
<i>Maytenus</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
COMBRETACEAE											
<i>Terminalia</i> sp.	nc	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
LAMIACEAE											
Indeterminada 2	nc	8	0,8	8	100,0	8	8	100,0	A	A	A
MELASTOMATACEAE											
<i>Leandra</i> sp.	nc	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
MORACEAE											
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	P	1	0,1	1	100,0	1	1	100,0	A	A	A
NYCTAGINACEAE											
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	P	8	0,8	8	100,0	8	8	100,0	A	A	A

Continua...

TABELA 12: Continuação...

Família/Espécie	Cs ¹	Geral ²				Fragmento médio ³			Fragmento inicial ⁴		
		Ntr (ind.)	Ntr (%)	Ntv (ind.)	St (%)	Ntr _m (ind.)	Ntv _m (ind.)	S _m (%)	Ntr _i (ind.)	Ntv _i (ind.)	S _i (%)
PROTEACEAE											
<i>Roupala montana</i> Aubl.	P	4	0,4	2	50,0	4	2	50,0	A	A	A
ROSACEAE											
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	P	9	0,9	9	100,0	9	9	100,0	A	A	A
STYRACACEAE											
<i>Styrax</i> sp.	nc	3	0,3	3	100,0	3	3	100,0	A	A	A
THYMELAEACEAE											
<i>Daphnopsis</i> sp.	nc	2	0,2	2	100,0	2	2	100,0	A	A	A
NÃO IDENTIFICADAS											
Não Identificadas	nc	181	18,7	26	14,4	153	23	15,0	28	3	10,7
Média*					79,3			72,1 a			86,5 b

Sendo 1: Categoria sucessiona, com P = pioneiras (pioneira + secundárias iniciais), NP = não-pioneiras (secundárias tardias + climáticas) e nc = não caracterizadas; 2: Ntr (ind.) = Total (ambos fragmentos) de indivíduos resgatados, Ntr (%) = Percentagem do total de indivíduos resgatados, Ntv (ind.) = Total de indivíduos resgatados que permaneceram vivos, St (%) = Taxa total de sobrevivência dos indivíduos; 3: Ntr_m (ind.) = Indivíduos resgatados do fragmento médio, Ntv_m (ind.) = Indivíduos que permaneceram vivos do fragmento médio, S_m (%) = Taxa de sobrevivência dos indivíduos do fragmento médio, A = espécie ausente; 4: Ntr_i (ind.) = Indivíduos resgatados do fragmento inicial, Ntv_i (ind.) = Indivíduos que permaneceram vivos do fragmento inicial, S_i (%) = Taxa de sobrevivência dos indivíduos do fragmento inicial. *Valores seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste *t* ao nível de 5% de probabilidade de erro ($t = -3,22271$, $p = 0,00230942$).

Os valores das taxas de sobrevivência das plântulas obtidas no presente estudo são superiores aos encontrados em estudos realizados na Mata Atlântica (NAVE, 2005; VIANI *et al.*, 2007) e talhões de eucalipto (VIANI, 2005). Vários fatores podem afetar a sobrevivência das plântulas resgatadas, como o seu tamanho, estação do ano, características morfológicas e fisiológicas das espécies (área foliar, biomassa, arranjo das folhas e ramos, taxas fotossintética e respiratória, eficiência no uso da água, etc.), tempo entre a coleta das mudas e a repicagem para recipientes, danos ao sistema radicular, tipo de substrato, fertilização e condições de sombreamento e umidade do local em que as plântulas permanecem após a transferência. Assim, cabe destacar que o fato de o resgate ter sido realizado em novembro, em dia chuvoso, e com as mudas sendo retiradas do solo com muito cuidado para danificar ao mínimo as raízes e terem sido mantidas todo tempo em água, deve ter sido o diferencial para as elevadas taxas de sobrevivência obtidas.

Além de depender da metodologia utilizada, a taxa de sobrevivência também depende da espécie resgatada. Apesar de citarem a taxa geral de sobrevivência de 69%, por exemplo, Viani (2005), Viani & Rodrigues (2007) e Viani *et al.* (2007) descreveram que este valor aumentou para 75,4% quando *Protium spruceanum* (Benth.) Engl. (espécie que correspondeu a mais 50% do número total de plântulas resgatadas) foi desconsiderada da análise. Da mesma forma, Bechara (2006) descreveu a taxa geral de 73% de sobrevivência em viveiro. Entretanto, quando *Xylopia brasiliensis* Spreng. (espécie de alta sensibilidade ao resgate: 4% de sobrevivência) é desconsiderada, esse valor aumentou para 81%.

Nota-se, portanto, que as espécies apresentam distintos comportamentos quando analisadas isoladamente. Corroborando a tendência observada por outros autores (NAVE, 2005; VIANI, 2005; VIANI *et al.*, 2007; VIANI & RODRIGUES, 2007), no presente trabalho, ocorreu grande variação da taxa de sobrevivência entre as espécies.

Dentre as espécies que tiveram os maiores números de indivíduos resgatados, identificados e que se destacaram pela alta taxa de sobrevivência, estão *Piptadenia gonoacantha*, *Rapanea ferruginea*, *Bauhinia forficata*, *Machaerium nyctitans*, *Myrcia splendens*, *Nectandra oppositifolia*, *Machaerium acutifolium*, *Psychotria sessilis*, *Cupania vernalis*, *Campomanesia guaviroba*, *Casearia sylvestris*, *Myrceugenia rufescens*, *Vernonia diffusa*, *Croton floribundus*, *Platypodium elegans* e *Casearia decandra*. Muitas espécies desse grupo são tipicamente pioneiras ou secundárias iniciais, sendo mais abundantes no fragmento inicial.

Maior taxa de sobrevivência de espécies pioneiras quando comparada às não-pioneiras é conhecido na produção de mudas de espécies nativas em viveiro quando propagadas por sementes (GONÇALVES *et al.*, 2000). Este mesmo comportamento foi observado por Viani (2005), Viani & Rodrigues (2007) e Viani *et al.* (2007) quando do transplante da regeneração natural. Plântulas não-pioneiras germinam e permanecem sob o dossel florestal, em locais sombreados, onde a luminosidade é bastante reduzida, a umidade do ar é mais alta e a temperatura mais amena. Assim, sofrem maior impacto quando transferidas para viveiro a pleno sol ou com certo grau de sombreamento, principalmente por não suportarem maior radiação solar, temperatura e umidade. Além disso, o crescimento tanto da parte aérea como do sistema radicular tende a ser mais lento nas espécies tardias (IANNELLI-SERVÍN, 2007), dificultando sua recuperação do estresse fisiológico causado pelo arranque e repicagem. O maior crescimento das espécies pioneiras deve-se às maiores taxas fotossintéticas, sendo geneticamente determinadas através de algumas características como estrutura das folhas, distribuição dos estômatos e atividades enzimáticas (LARCHER, 1995).

Contudo, observou-se que existem espécies não-pioneiras que também apresentaram altos índices de sobrevivência na transferência ao viveiro tais como *Campomanesia guaviroba*, *Endlicheria paniculata* e *Casearia decandra*, comprovando que os impactos do transplante não configuram como entraves à produção de mudas de espécies não-pioneiras por meio da transferência da regeneração natural para viveiro. Da mesma forma, Viani (2005), Viani & Rodrigues (2007) e Viani *et al.* (2007) citaram *Actinostemon communis*, *Esenbeckia febrifuga* e *Lacistema hasslerianum* como não-pioneiras que apresentaram altos índices de sobrevivência na transferência ao viveiro.

5.4.3 Análise da sobrevivência por classe de altura

A porcentagem de sobrevivência dos indivíduos apresentou-se inversamente proporcional ao aumento do tamanho das plântulas, apesar de a diferença não ser estatisticamente significativa para o mesmo tipo de fragmento (Tabela 13). Entretanto, quando os indivíduos provenientes dos dois fragmentos são analisados conjuntamente, as plântulas de altura superior a 40 cm apresentaram menor sobrevivência (diferença estatística significativa), motivo pelo qual se aconselha não resgatá-las.

TABELA 13: Sobrevivência em função da classe de altura de indivíduos resgatados em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantados em viveiro (Viçosa, MG).

Classe de altura ¹	Sobrevivência (%)					
	Geral		Fragmento médio		Fragmento inicial	
Pequena	79,5	b*	72,8	a	86,5	a
Média	77,8	ab	74,9	a	81,4	a
Grande	64,4	a	58,5	a	72,1	a

Sendo: 1 = Pequena (4 a 20 cm); média (20,1 a 40 cm) e grande (40,1 a 60 cm); * Valores seguidos pela mesma letra e na mesma coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste *t* ao nível de 5% de probabilidade de erro.

Constata-se na literatura grande divergência sobre o tema. Viani (2005) observou maior sobrevivência para plântulas com altura entre 11 a 30 cm quando provenientes do sub-bosque de eucalipto. Para plântulas advindas de um remanescente florestal, o mesmo autor notou melhor sobrevivência apenas para altura entre 11 a 20 cm. Nave (2005), por sua vez, obteve melhores resultados quando as plântulas transplantadas possuíam até 20 cm de altura.

Taxas de mortalidade maiores para plântulas de maior porte estariam ligadas ao dano às raízes, provocando um desequilíbrio hídrico na planta, perdendo mais água do que suas raízes danificadas seriam capazes de absorver (LÜTTGE, 2008). Além disso, plântulas de maior porte exigem também grandes esforços para sua retirada e causam problemas de espaço e transporte, aumentando o custo da restauração (NAVE, 2005).

5.4.4 Análise do crescimento dos indivíduos sobreviventes

Dentre as principais espécies resgatadas, destacaram-se, por apresentarem maior crescimento, em ordem decrescente, *Campomanesia guaviroba*, *Piptadenia gonoacantha*, *Bauhinia forficata* e *Rapanea ferruginea*. A primeira é classificada como espécie não-pioneira; enquanto as demais, pioneiras (Tabela 14).

TABELA 14: Crescimento das plântulas em viveiro das principais espécies resgatadas (≥ 10 indivíduos sobreviventes) em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantados em viveiro (Viçosa, MG).

Espécie	Geral ¹			Fragmento médio			Fragmento inicial		
	Hi (cm)	C3 (%)	C6 (%)	Hi (cm)	C3 (%)	C6 (%)	Hi (cm)	C3 (%)	C6 (%)
<i>Bauhinia forficata</i> Link	23,0	26,3	68,1	20,6	12,8	63,9	24,7	35,7	70,9
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	18,7	57,6	142,8	21,7	58,3	137,7	14,0	56,5	150,7
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	14,1	-5,9	8,0	14,1	-5,9	8,0	A	A	A
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	15,6	7,0	19,8	14,6	10,9	19,1	16,8	2,4	20,7
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	14,9	5,8	11,5	13,7	5,2	10,9	15,8	6,3	11,9
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	18,8	16,6	45,7	18,7	16,5	51,0	18,8	16,8	39,5
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	16,3	8,3	23,5	11,8	8,6	22,9	17,8	8,2	23,8
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	26,0	5,8	17,3	20,8	6,6	26,2	57,5	0,9	-35,8
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	24,5	5,8	7,4	22,1	6,1	6,9	27,8	5,2	8,1
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	25,4	13,1	33,2	24,6	15,8	34,9	26,6	8,5	30,4
<i>Ocotea</i> sp. 1	9,4	21,0	37,1	8,9	21,8	38,2	20,0	5,0	15,0
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	16,6	33,7	80,5	19,4	35,9	78,5	15,5	32,7	81,3
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	21,0	-8,2	4,3	21,7	-6,9	6,2	14,0	-21,4	-14,3
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	21,4	5,0	24,5	22,0	6,0	22,7	14,5	-5,8	45,7
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	11,1	23,9	56,7	10,8	25,4	59,8	13,6	9,0	26,5
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	20,9	6,1	17,6	20,9	6,1	17,6	A	A	A
Média	18,6	13,9	37,4	17,9	14,0	37,8	21,2	11,4	33,9

Sendo 1: Hi = altura média inicial, determinada uma semana após o transplante para o viveiro; C3 = crescimento médio das plântulas após 3 meses de transplante para o viveiro; C6 = crescimento médio das plântulas após 6 meses de transplante para o viveiro; A = espécie ausente.

Ao analisarem nove espécies florestais arbóreas bem definidas em relação ao grupo sucessional (pioneiras, clímax exigente em luz e clímax tolerantes a sombra) adubadas com fósforo, tal como utilizado no presente trabalho, Resende *et al.* (1999) concluíram que as pioneiras apresentaram desenvolvimento mais acentuado, respondendo positivamente às diferentes doses de fósforo com incrementos no crescimento. Já as mudas das espécies clímax foram pouco afetadas, o que caracteriza um baixo requerimento do nutriente por elas. Entretanto, descreveram que, além do grupo ecológico, o requerimento externo de nutriente pode estar associado a diversos fatores. Maior responsividade deve ser esperada em espécies de sementes pequenas (baixos conteúdos de nutrientes), sistema radicular pouco desenvolvido, maior capacidade micotrófica, maior taxa de crescimento e na fase inicial de desenvolvimento. Além disso, a elevada resposta de algumas espécies à melhoria da fertilidade do solo pode ser devido à sua maior taxa de crescimento, requerendo, deste modo, maior quantidade de nutrientes para atender à demanda nutricional, o que, em última análise, permite a expressão do potencial de produção de biomassa das espécies de crescimento inicial mais acentuado. Dessa forma, maiores respostas podem ser observadas em espécies com maiores taxas de crescimento, independentemente do grupo sucessional.

Avaliando o desempenho de 20 espécies florestais nativas (50% pioneiras e 50% não-pioneiras) na fase inicial do processo de restauração (2,5 anos) no Estado de SP, Iannelli-Servín (2007) concluiu que as pioneiras apresentam maior crescimento vegetativo (diâmetro, altura, volume e área foliar) e atividade fisiológica (fotossíntese, clorofilas, proteínas e nutrientes) que as espécies não-pioneiras, tanto em ambiente com maior, como em ambiente com menor nível de estresse.

Maximiano (2008) analisou o comportamento silvicultural de 29 espécies (15 pioneiras e 14 clímax) plantadas no entorno de uma nascente no município de Inconfidentes, MG. As avaliações da altura e dos diâmetros do caule e da copa mostraram que as espécies apresentaram ritmos de desenvolvimento diferentes entre si e em função da compactação do solo. Em relação à variável altura, ao final do período de avaliação (13 meses), destacaram-se, em ordem decrescente, as pioneiras *Solanum granuloso-leprosum*, com aproximadamente 1,5 m de altura, seguida de *Croton urucurana*, *Machaerium stipitatum*, *Maclura tinctoria* e *Bauhinia forficata*, e as não-pioneiras (clímax exigentes de luz) *Enterolobium contortisiliquum*, com aproximadamente 1,9 m de altura, seguida de *Ceiba speciosa*, *Cedrela odorata* e *Lonchocarpus muehlbergianus*. Portanto, dentre todas as espécies estudadas, uma não-

pioneira (*Enterolobium contortisiliquum*) destacou-se por atingir maior altura, resultado semelhante ao deste estudo.

Apesar da reconhecida rusticidade das espécies pioneiras, as quais, quando expostas à alta luminosidade, apresentam maiores taxas fotossintéticas que as espécies tardias, contribuindo para seu crescimento acelerado (HANBA, 2002), nem sempre as mudas de espécies pioneiras comportam-se desta forma. Isso pode ser explicado pela grande variação que existe entre espécies, mesmo dentro dos grupos sucessionais criados, o que acarreta inclusive a não significância desse fator (grupo sucessional). Além disso, a rotulação de pioneiras e não-pioneiras, teoria utilizada para facilitar a compreensão do desenvolvimento das florestas, nem sempre é corretamente aplicada às espécies (IANNELLI-SERVÍN, 2007).

Alguns indivíduos, notadamente das espécies *Casearia decandra* e *Platypodium elegans*, secaram após o transplante para o viveiro. No entanto, rebrotaram a partir da base do caule, motivo pelo qual apresentaram crescimento negativo (Tabela 14), tendendo a recuperar sua altura novamente (Figura 30).



FIGURA 30: Indivíduo de *Myrcia splendens* rebrotando após secagem da parte aérea.

Da mesma forma, Seitz & Corvello (1984) também descreveram sobre a secagem da parte aérea de *Ilex paraguariensis*, *Ocotea puberula* e *Podocarpus lambertii*, com posterior rebrote a partir de gemas dormentes próximas ao colo, o que proporcionou uma baixa relação altura/diâmetro das plântulas.

A comparação dos valores médios das variáveis (altura inicial e crescimento após 3 e 6 meses) indicou não haver diferença estatística significativa entre os

indivíduos em função do estágio sucessional do fragmento (Figura 31). Entretanto, os valores médios de crescimento apresentaram-se superiores após 6 meses (Figura 32).

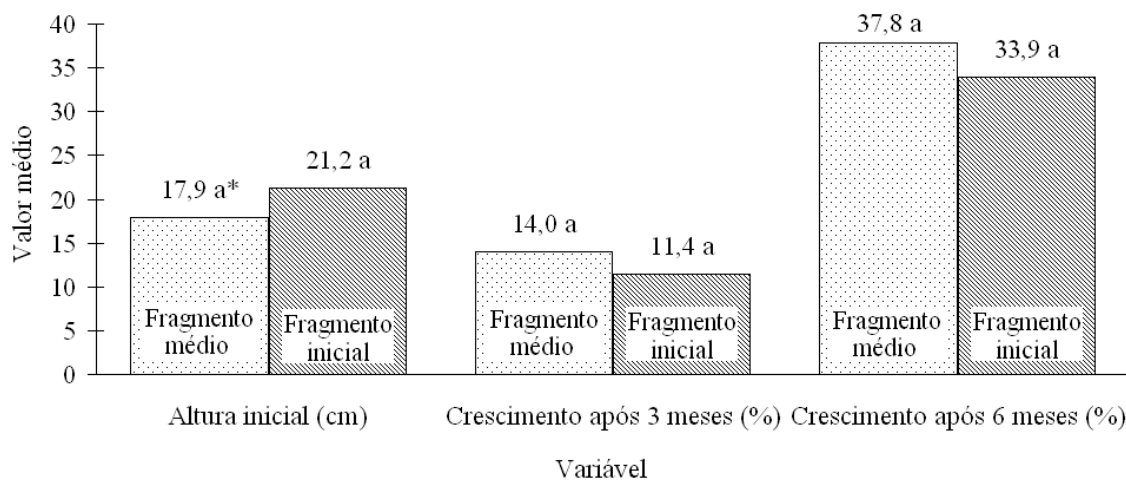


FIGURA 31: Valores médios de variáveis observadas em viveiro (Viçosa, MG) de plântulas das principais espécies resgatadas em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG). *Barras seguidas pela mesma letra, para a mesma variável, não diferem estatisticamente entre si pelo teste *t* ao nível de 5% de probabilidade de erro. Sendo: altura inicial ($t = -1,06594$, $p = 0,295554$; $F = 0,176201$, $p = 0,00206069$), crescimento após 3 meses ($t = 0,392302$, $p = 0,697806$; $F = 0,692671$, $p = 0,492068$), crescimento após 6 meses ($t = 0,267457$, $p = 0,791078$; $F = 0,586026$, $p = 0,320761$).

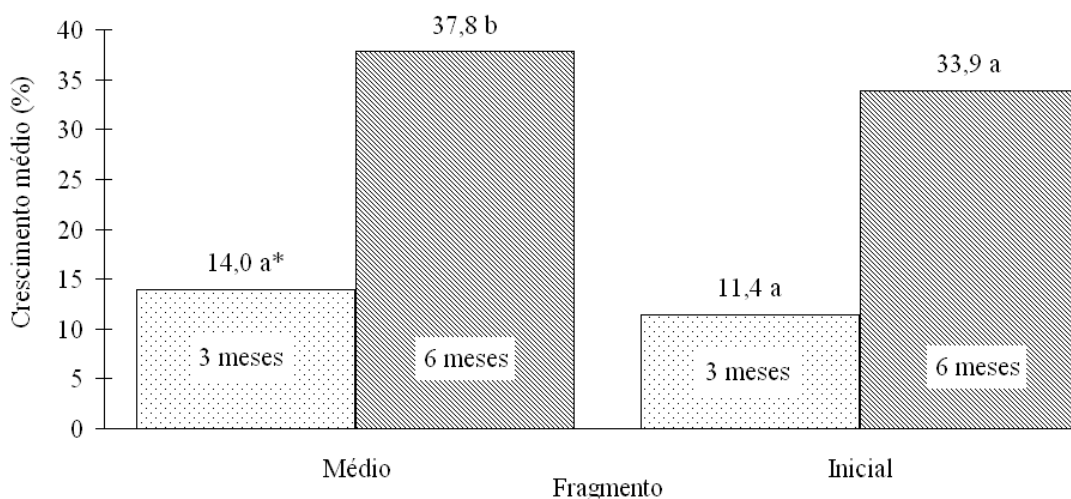


FIGURA 32: Valores médios de crescimento observados em viveiro (Viçosa, MG) de plântulas das principais espécies resgatadas em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG). *Barras seguidas pela mesma letra, para o mesmo fragmento, não diferem estatisticamente entre si pelo teste *t* ao nível de 5% de probabilidade de erro. Sendo: fragmento médio ($t = -2,50461$, $p = 0,0179225$; $F = 0,214422$, $p = 0,00500791$) e fragmento inicial ($t = -1,71354$, $p = 0,0985135$; $F = 0,181409$, $p = 0,0041874$).

As semelhantes taxas de crescimento constatadas nos fragmentos são reflexos dos tratos silviculturais das plântulas no viveiro, uma vez que foram os mesmos. Baseando-se na altura inicial e no crescimento após 6 meses, calculou-se a altura média final para cada espécie. A partir desta, obteve-se a altura final média de cada fragmento, o qual se apresentou em 24,9 e 26,2 cm para o fragmento médio e inicial, respectivamente, não diferindo estatisticamente entre si ($t = -0,382104$, $p = 0,705269$; $F = 1,36163$, $p = 0,582457$), resultado esperado em função da semelhança em relação às alturas médias iniciais das plântulas e das taxas de crescimento.

5.4.5 Condição foliar dos indivíduos sobreviventes

Considerando os fragmentos conjuntamente (geral), 23,5% dos indivíduos perderam as folhas uma semana após o transplante, enquanto a maior parte (76,5%) as manteve. Nenhum indivíduo inseriu folhas novas devido ao curto período de tempo (uma semana). Na avaliação realizada 3 meses após o transplante, a maior parte dos indivíduos (72,4%) inseriu folhas novas, e uma minoria (aproximadamente 7%) mantiveram somente as folhas cortadas. Na avaliação realizada após 6 meses, aproximadamente 76% dos indivíduos inseriram novas folhas, os quais foram considerados como vivos (Tabela 15).

TABELA 15: Condição foliar do total de indivíduos resgatados em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantadas em viveiro (Viçosa, MG). Sendo: N = valor absoluto; % = valor relativo.

Avaliação*	Situação das folhas **	Geral		Fragmento médio		Fragmento inicial	
		N	%	N	%	N	%
A0	Perdeu	227	23,5	111	17,8	116	33,9
	Manteve	739	76,5	513	82,2	226	66,1
	Inseriu	0	0,0	0	0,0	0	0,0
A3	Perdeu	201	20,8	141	22,6	60	17,5
	Manteve	66	6,8	60	9,6	6	1,8
	Inseriu	699	72,4	423	67,8	276	80,7
A6	Perdeu	218	22,6	163	26,1	55	16,1
	Manteve	17	1,8	15	2,4	2	0,6
	Inseriu	731	75,7	446	71,5	285	83,3
Total		966	100	624	100	342	100

Sendo: *A0 = uma semana após transplante para o viveiro, A3 = 3 meses após transplante, A6 = 6 meses após transplante; **Perdeu = planta sem folhas, Manteve = planta manteve folhas (somente as cortadas), Inseriu = planta inseriu folhas novas.

A comparação entre os fragmentos indicou diferença entre as proporções da situação das folhas em todas as avaliações realizadas (avaliação 0 meses: $\chi^2 = 31,972$, $p = 0,0000$; avaliação 3 meses: $\chi^2 = 27,782$, $p = 0,0000$; avaliação 6 meses: $\chi^2 = 18,127$, $p = 0,0001$). A perda de folhas na primeira semana após o transplante foi superior para os indivíduos provenientes do fragmento inicial quando comparado ao fragmento médio. No entanto, na avaliação realizada 3 meses após o transplante, melhor recuperação dos indivíduos ocorreu no fragmento inicial (menor perda e manutenção de folhas, com maior inserção destas). Na avaliação realizada após 6 meses, os indivíduos oriundos do fragmento inicial continuaram a apresentar melhor recuperação, proporcionando a maior taxa de sobrevivência, provavelmente devido a este fragmento ter maior quantidade de pioneiras, que comprovadamente apresentam maior sobrevivência (GONÇALVES *et al.*, 2000; VIANI, 2005; VIANI & RODRIGUES, 2007; VIANI *et al.*, 2007).

A comparação entre as espécies (≥ 10 indivíduos sobreviventes) apresentou comportamento diferenciado. Algumas espécies perderam facilmente suas folhas na primeira semana após o transplante, inserindo folhas novas posteriormente, enquanto outras mantiveram suas folhas (Tabela 16).

TABELA 16: Condição foliar das principais espécies (≥ 10 indivíduos sobreviventes) resgatadas em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantadas em viveiro (Viçosa, MG).

Espécie	Avaliação*								
	A0			A3			A6		
	Situação (%)**			Situação (%)			Situação (%)		
	P	M	I	P	M	I	P	M	I
<i>Bauhinia forficata</i> Link	43,4	56,6	0,0	18,9	0,0	81,1	17,0	0,0	83,0
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	8,7	91,3	0,0	4,3	0,0	95,7	0,0	0,0	100,0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	10,0	90,0	0,0	0,0	10,0	90,0	0,0	0,0	100,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	6,7	93,3	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	41,7	58,3	0,0	25,0	0,0	75,0	25,0	0,0	75,0
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	20,8	79,2	0,0	20,8	0,0	79,2	8,3	0,0	91,7
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	15,4	84,6	0,0	3,8	0,0	96,2	0,0	0,0	100,0
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	20,8	79,2	0,0	2,1	0,0	97,9	2,1	0,0	97,9
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	33,3	66,7	0,0	6,7	6,7	86,7	0,0	6,7	93,3
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	5,1	94,9	0,0	5,1	25,6	69,2	0,0	2,6	97,4
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	0,0	100,0	0,0	3,3	6,7	90,0	0,0	0,0	100,0
<i>Ocotea</i> sp. 1	0,0	100,0	0,0	4,0	36,0	60,0	0,0	16,0	84,0
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	51,2	48,8	0,0	20,6	0,5	78,9	22,0	1,0	77,0
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	9,1	90,9	0,0	18,2	0,0	81,8	0,0	0,0	100,0
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	11,5	88,5	0,0	0,0	15,4	84,6	0,0	3,8	96,2
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	3,4	96,6	0,0	5,1	6,8	88,1	3,4	1,7	94,9
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	7,1	92,9	0,0	0,0	7,1	92,9	0,0	7,1	92,9
Média	17,0	83,0	0,0	8,1	6,8	85,1	4,6	2,3	93,1

*A0 = uma semana após transplante para o viveiro, A3 = 3 meses após transplante, A6 = 6 meses após transplante; **P = Perdeu (plântula sem folhas), M = Manteve (plântula somente manteve folhas cortadas), I = Inseriu (plântula inseriu folhas novas).

A perda de folhas é uma das muitas medidas funcionais desencadeadas pelas plantas para sobreviverem em condições de estresse (TROVÃO *et al.*, 2007). *Piptadenia gonoacantha* destacou-se por ser a espécie em que mais da metade dos indivíduos que sobreviveram perderam as folhas ainda na primeira semana de transplante; entretanto, recuperou-se, sendo que 77% dos indivíduos desta espécie inseriram folhas novas até a avaliação final. *Bauhinia forficata* e *Croton floribundus* também apresentaram valores de perda de folhas consideráveis (superior a 40%), recuperando-se posteriormente. No outro extremo, *Nectandra oppositifolia*, *Ocotea* sp., *Rapanea ferruginea*, *Myrcia splendens*, *Casearia sylvestris* e *Vernonia diffusa* são espécies que apresentaram menores perdas de folhas após o transplante. Essas últimas foram descritas por Lorenzi (2002) por apresentarem folhas rijas, persistentes, coriáceas ou sub-coriáceas, fator que pode explicar esse comportamento.

A comparação entre os valores médios mostrou predomínio da manutenção de folhas na primeira avaliação (0 meses). No entanto, a emissão de folhas novas (fator levado em consideração para avaliar um indivíduo vivo) foi significativa nos três primeiros meses após o transplante para o viveiro, sendo que 85,1% dos indivíduos que permaneceram vivos emitiram folhas novas. Entre o terceiro e o sexto mês de transplante; contudo, a taxa de inserção de folhas novas foi de apenas 8% (Figuras 33 e 34).

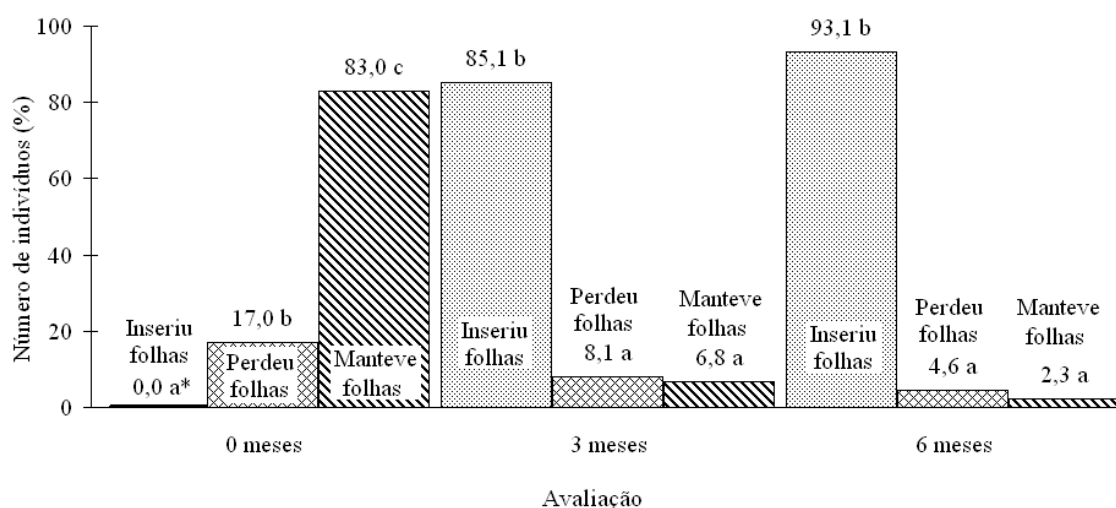


FIGURA 33: Comparação da condição foliar das principais espécies sobreviventes resgatadas em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantadas em viveiro (Viçosa, MG). *Barras seguidas pela mesma letra, para a mesma avaliação, não diferem estatisticamente entre si pelo teste *t*, ao nível de 5% de probabilidade de erro.

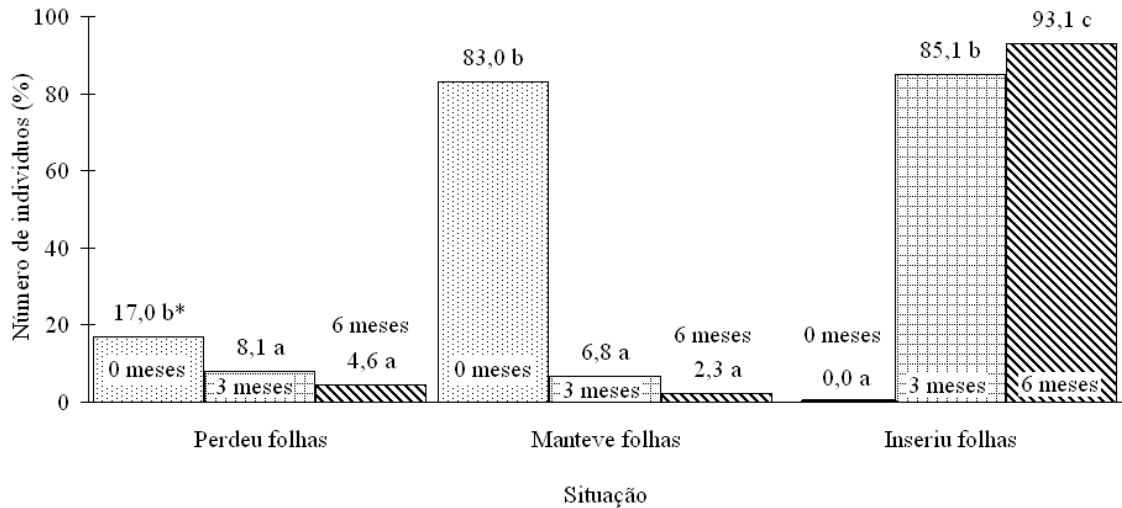


FIGURA 34: Comparação da condição foliar das principais espécies sobreviventes resgatadas em Floresta Estacional Semidecidual (Carandaí, MG) e transplantadas em viveiro (Viçosa, MG). *Barras seguidas pela mesma letra, para a mesma situação, não diferem estatisticamente entre si pelo teste t , ao nível de 5% de probabilidade de erro.

Esses resultados vão ao encontro dos estudos realizados por Viani (2005) e Viani & Rodrigues (2007), pois observaram que, além de maior taxa de mortalidade, maior porcentagem dos indivíduos sobreviventes emitiram folhas no período de 3 meses após o transplante, diminuindo nas avaliações seguintes. Ao compararem a porcentagem de emissão de folhas com as classes de altura, esses autores notaram que indivíduos de menor porte (até 10 cm de altura) responderam de forma mais rápida ao transplante, ou com rebrota e emissão de folhas novas, ou com a morte. Indivíduos maiores (entre 11 e 30 cm de altura), por sua vez, permaneceram por um tempo num estado de latência, murchando e perdendo suas folhas, sem rebrotarem, mas ao mesmo tempo sem darem indícios de estarem mortos.

5.5 CONCLUSÕES

O fragmento florestal de estágio médio apresentou comparativamente maior número de indivíduos e de espécies que o fragmento de estágio inicial, apesar da mesma área amostral, o que é explicado pelo avanço do processo sucessional.

A sobrevivência das plântulas, considerando a média de ambos os fragmentos, foi de 79,3%, sendo estatisticamente superior no fragmento de estágio inicial, possivelmente por este apresentar maior número de indivíduos de espécies pioneiras, os quais apresentam maior taxa de sobrevivência quando comparados aos de não-pioneiras.

Altas taxas de sobrevivência foram observadas principalmente em espécies pioneiras, mas algumas não-pioneiras também tiveram alta sobrevivência, apresentando-se variável quando as espécies são comparadas individualmente, o que é justificável pelas suas características intrínsecas.

Plântulas com altura superior a 40 cm apresentaram menor taxa de sobrevivência, motivo pelo qual não devem ser resgatadas. Além disso, indivíduos grandes exigem maiores esforços para sua retirada, problemas de espaço e transporte, maiores recipientes com maior volume do substrato, e conseqüente aumento do custo da restauração florestal.

Considerando as principais espécies resgatadas, algumas se destacaram por apresentar maior crescimento em altura no viveiro, assim como outras pela secagem de sua parte aérea, com posterior rebrote.

O período representado pelos primeiros 3 meses após a transferência para o viveiro é o mais crítico para a sobrevivência das plântulas. Neste período, indivíduos de pequeno porte respondem de forma mais rápida ao transplante, ou com rebrota ou com a morte.

Portanto, resgate de plântulas de áreas naturais para viveiro é uma alternativa simples e viável de produção complementar de mudas de espécies nativas com alta diversidade, eliminando etapas difíceis de serem executadas no processo de produção de mudas oriundas de sementes, principalmente quando não houver um programa estruturado de coleta e beneficiamento destas.

6. CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Capítulo 1: Dinâmica de fragmentos florestais (1984 - 2007), Município de Carandaí, Minas Gerais

Diante das análises obtidas por meio das métricas da paisagem, as quais indicaram a perda da qualidade dos fragmentos florestais, algumas medidas devem ser tomadas para a melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos da região estudada.

As primeiras medidas referem-se à eliminação dos agentes de perturbação. Nas propriedades que possuem gado, o cercamento dos fragmentos é de extrema importância. Em relação à presença humana, um trabalho de educação ambiental poderia solucionar alguns problemas. A formação de cortinas de proteção e o fomento de pequenos plantios florestais com espécies de rápido crescimento (nativa ou exótica) favorecerão para diminuir as pressões nos fragmentos nativos remanescentes. O fogo, grave problema para a manutenção da biodiversidade, deve ser combatido pela manutenção ou construção de aceiros. A implantação de cortinas de proteção pode ainda diminuir os efeitos de borda e a contaminação química e biológica dos fragmentos devido às atividades agrícolas do entorno.

Nas ações de restauração florestal, trabalhar preferencialmente com a promoção da regeneração natural e, onde esta técnica não for possível, com a regeneração artificial a partir da semeadura direta ou da sucessão secundária induzida. Deverão ser utilizadas as espécies apontadas no levantamento florístico da área fonte (fragmento de maior tamanho observado na paisagem). A utilização de técnicas de nucleação tais como a transposição de serapilheira, chuva de sementes, instalação de poleiros e abrigos para a fauna irão aumentar a diversidade de plantas e animais nos fragmentos florestais perturbados.

Uma vez que ocorre predomínio de fragmentos pequenos na paisagem, estes devem ser unidos para a formação de fragmentos maiores a partir da recomposição da vegetação, o que promoverá o aumentando das áreas centrais. Nos poucos fragmentos que possuem formas complexas, pode-se realizar a recomposição da vegetação no entorno para a formação de áreas circulares onde o efeito de borda é menor. Isso também favorecerá para o aumento das áreas centrais.

Capítulo 2: Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG

Uma vez que as situações ambientais identificadas apresentaram diferentes expressões de regeneração natural, são indicadas as seguintes técnicas de restauração florestal para cada situação ambiental estudada:

- a) Pasto limpo: plantio em área total, com coroamento permanente das mudas, utilizando-se alta diversidade de espécies arbóreas nativas regionais, combinando-se espécies pioneiras sombreadoras de copa ampla e não-pioneiras. Instalação de poleiros artificiais e dispostos no sentido de conectar toda a área até atingir remanescentes florestais do entorno, para facilitar o deslocamento e pouso da avifauna desses fragmentos para a área de pasto, visando a favorecer a dispersão de sementes de espécies arbustivo-arbóreas;
- b) Pasto sujo: adensamento com plantio de mudas e semeadura direta de espécies arbóreas pioneiras com sementes e mudas de espécies não-pioneiras;
- c) Capoeira: adensamento e enriquecimento com plantio de mudas e semeadura direta de espécies arbóreas não-pioneiras;
- d) Eucalipto: enriquecimento com plantio de mudas e semeadura direta de espécies arbóreas não-pioneiras;
- e) Mata nativa: apenas isolamento de possíveis fatores de degradação e implantação de corredor florestal para conectar a área estudada e os demais remanescentes florestais da propriedade.

Recomenda-se ainda o isolamento de possíveis fatores de degradação como entrada de gado bovino e fogo, através da construção de cercas e aceiros, e um manejo cuidadoso com a braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster), utilizando-se corroamento periódico das mudas.

Capítulo 3: Produção de mudas de espécies arbóreas nativas via resgate de plântulas

O tempo transcorrido entre a coleta das plântulas no campo até a sua repicagem no viveiro, e a disponibilidade de água às plântulas logo após a repicagem são os fatores principais que influenciam a taxa de sobrevivência. A condição ideal seria a transferência direta das plântulas para o viveiro, imediatamente após a coleta no campo,

o que nem sempre é possível em condições práticas. Estudos sobre a influência do fator tempo faz-se necessário.

As mudas, uma vez no viveiro e repicadas, o período representado pelos três primeiros meses é o mais crítico para a sobrevivência das plântulas. O fornecimento de água em abundância torna-se então essencial, uma vez que as plântulas apresentam o sistema radicular danificado e, portanto, não conseguem absorvê-la eficientemente. Trata-se do motivo pelo qual a maioria das espécies não sobrevive quando transferidas diretamente para o campo, sem passar pela fase de viveiro. Apesar da maior probabilidade de mortalidade das plântulas quando transplantadas diretamente a campo, estudos fazem-se necessários para avaliação desta técnica, para cada espécie, e também da época do plantio, pois épocas chuvosas poderão favorecer a sobrevivência de algumas espécies, o que reduzirá os custos da restauração.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANEZ, A.C.M.P. **Caracterização dos fragmentos florestais a partir de estudos de ecologia da paisagem para o município de Ponte Nova, Minas Gerais.** 2000. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

ALMEIDA, C.G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 2008. 72 p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALMEIDA-CORTEZ, J.S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A.G.; BORGUETTI, F. (Orgs.). **Germinação: do básico ao aplicado.** Porto Alegre: Artmed, p. 226-235. 2004.

ALVES, D.S. Sistema de informação geográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1., 1990. São Paulo. **Anais...** USP: São Paulo, p. 66-78, 1990.

AMARAL, M.V.F. **Dinâmica da estrutura da paisagem e mapeamento dos estádios sucessionais de reservas de floresta nativa, em um projeto de produção florestal.** 2007. 130 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, p. 399-436, 2003.

ARAÚJO, L.S.; SPAROVEK, G.; ALBUQUERQUE, P.C.G.; RODRIGUES, R.R. Imagens de alta-resolução no reconhecimento de feições florestais no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. In: SEMINÁRIO EM ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 7., 2006. Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, 2006. Disponível em: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m12@80/2006/11.07.12.02/doc/albuquerque.pdf>>. Acesso em: 16 de novembro de 2007.

ARCHIBLD, O.W. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, p. 107-122, 1989.

AUER, C.G.; GRAÇA, M.E.C. Método para produção de mudas de canela-sassafrás a partir de mudas de regeneração natural. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, PR, v. 30/31, p. 75-77, 1995.

AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic rainforests birds. **Austral Ecology**, Austrália, v. 33, p. 863-871, 2008.

BAKER, H.G. Some aspects of the natural history of seed banks. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed bank**. New York: Academic Press, p. 05-19, 1989.

BALBINOT JR, A.A.; FLECK, N.G.; AGOSTINETTO, D.; RIZZARDI, M.A. Predação de sementes de plantas daninhas em áreas cultivadas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 4, p. 707-714, 2002.

BARBOSA, L.M. Entrevista. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 36, p. 05-09, 2007.

BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2006. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C. Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, p. 53-66, 1989.

BATISTA NETO, J.P. **Banco de sementes do solo de uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, Minas Gerais**. 2005. 91 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: floresta estacional semidecidual, cerrado e restinga**. 2006. 248 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BENINCASA, M.; LOPES, R.; BENINCASA, G.M.P.; OLIVEIRA, A.S. Algumas influências da topografia sobre o microclima e comportamento de *Sorghum bicolor* (L.) Moench. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 35, p. 495-501, 1983.

BORGES, L.F.R.; SCOLFORO, J.R.; OLIVEIRA, A.D. *et al.* Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, Lavras, v. 10, n. 1, p. 22-38, 2004.

BORGESA, J.G.; HOGANSON, H.M. Structuring a landscape by forestland classification and harvest scheduling spatial constraints. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, p. 269-275, 2000.

BOSCOLO, D. **Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica**. 2007. 237 p. Tese (Doutorado em Ciências: Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

BRAGA, A.J.T.; GRIFFITH, J.J.; PAIVA, H.N. *et al.* Enriquecimento do sistema solo-serapilheira com espécies arbóreas aptas para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1145-1154, 2007.

BRESEE, M.K.; MOINE, J.L.; MATHER, S. *et al.* Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 19, p. 291-309, 2004.

BRITO, E.R.; MARTINS, S.V. Restauração de florestas inundáveis - Ipucas - na planície do Araguaia, Tocantins, por meio do resgate de plântulas de espécies arbóreas nativas. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 36, p. 20-21, 2007.

BRITO, E.R.; MARTINS, S.V.; GLERIANI, J.M.; SOARES, V.P. Identification of degraded areas and classes of vegetal cover through geographical information system, for environmental adequacy. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, p. 247-260. 2007.

CABACINHA, C.D. **Caracterização física, estrutural e da diversidade florística de fragmentos florestais na alta bacia do Rio Araguaia**. 2008. 118 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.

CAMARGOS, V.L. **Impacto do fogo no estrato de regeneração e no banco de sementes do solo em um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG**. 2008. 61 p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

CARDINA, J., NORQUAY, H.M., STINNER, B.R., *et al.* Postdispersal predation of velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) seeds. **Weed Science**, Champaign, v. 44, n. 3, p. 534-539, 1996.

CASTRO, G.C.; NUNES, Y.R.F.; FAGUNDES, M. Banco de sementes do solo de uma área de transição entre mata de galeria e pastagem no município de Francisco Dumont, MG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 4., 2003. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará, 2003.

CAZES, T.B. **Interpretação baseada em conhecimento de imagens de sensores remotos de alta resolução**. 2005. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Elétrica) - Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ, 2005.

CCN. Centro de Conservação da Natureza. **Floresta da Tijuca**. Rio de Janeiro: [s.n.], 1966. 152 p.

CIMENTO TUPI S.A. **Zoneamento de uso: projeto de reconstituição da flora**. Mapa da Unidade Pedra do Sino de março de 2006, Carandaí, MG. 2006.

CORVELLO, W.B.V. **Utilização de mudas da regeneração natural em reflorestamentos com espécies nativas**. 1983. Resumo de Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, PR, 1983. Disponível em: <www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao/teses/concluidas/resumos/resumos_silvicultura_9076.doc>. Acesso em: 27 de abril de 2007.

COSTA, R.B. **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. 246 p.

COSTALONGA, S.R. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido-MG**. 2006. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. **Investigação Operacional**, Lisboa, v. 24, p. 109-137, 2004.

CROMAR, H.E., MURPHY, S.D., SWANTON, C.J. Influence of tillage and crop residue on postdispersal predation of weed seeds. **Weed Science**, Lawrence, v. 47, n. 2, p. 184-194, 1999.

DALLING, J.W. Ecología de semillas. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, p. 345-375. 2002.

DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community in seasonally moist lowland tropical forest, Panamá. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 13, n. 5, p. 659-680, 1997.

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

EPA. Environmental Protection Agency. **Landscape monitoring and assessment research plan**. EPA 620/R-94/009. Washington: Office of Research and Development, 1994. 55 p.

FLORENZANO, T.G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficinas de textos, 2002. 97 p.

FRANCO, B.K.S. **Análise do banco de sementes e da regeneração natural em um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG**. 2005. 73 p. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

FROHN, R.C. **Remote sensing for landscape ecology: new metrics indicators for monitoring, modeling and assessment of ecosystems**. Florida: Lewis Publishers, 1998. 99 p.

FUSHITA, A.T. **Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e semi-natural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil**. 2006. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecology restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, p. 27- 60. 2007.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed bank: a review. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, p. 149-202, 1989.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, M.M.; SOUZA, I. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 1-9, 2006.

GONÇALVES, J.L.M.; SANTARELLI, E.D.; MORAES NETO, S.P.; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000, p. 309-350.

GOOGLE EARTH. **Satellite's Image Software**: versão 4.3 (beta). 2008. Disponível em <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 06 de setembro de 2008.

GREGGIO, T.C.; PISSARRA, T.C.T.; RODRIGUES, F.M. Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 117-124, 2009.

GUISARD, D.M.P. **Análise da cobertura florestal no município de São José dos Campos entre 1973 e 2004 utilizando sensoriamento remoto e métricas da paisagem**. 2006. 29 p. Relatório de Projeto de Iniciação Científica, Divisão de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, São José dos Campos, SP, 2006.

GUO, L. Analysis of spatio-temporal changes in the landscape pattern of the Taishan Mountain. **Journal of Mountain Ecology**, Torino, Itália, v. 8, p. 1-6, 2006.

HANBA, Y.T.; KOGAMI, H.; TERASHIMA, I. The effect of growth irradiance on leaf anatomy and photosynthesis in *Acer* species differing in light demand. **Plant, Cell and Environment**, Oxford, v. 25, p. 1021-1030, 2002.

HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta - campo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 1085-1090, 2001.

HESSBURG, P.F.; SMITH, B.G.; SALTER, R.B.; OTTMAR, R.D.; ALVARADO, E. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forest, USA. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 136, p. 53-83, 2000.

HOFFMANN, W.A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 422-433, 1998.

HOFFMANN, W.A.; MOREIRA, A.G. The role of fire on population dynamics of woody plants. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Eds). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, p.159-177, 2002.

HOLZSCHUH, M.L.; TONIAL, T.M.; MISSIO, E.; MARKOSKI, P.R. Análise da fragmentação da paisagem de cinco bacias hidrográficas na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, com o *software* Fragstats. **Revista de Pesquisa e Pós Graduação**, Santo Ângelo, 2003.

IANNELLI-SERVÍN, C.M. **Caracterização ecofisiológica de espécies nativas da mata atlântica sob dois níveis de estresse induzidos pelo manejo florestal em área de restauração florestal no estado de São Paulo**. 2007. 94 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Tutorial Spring: básico**. Manual disponível no programa, 2006. Disponível em: <www.dpi.inpe.br/spring>. Acesso em: 10 de junho de 2008.

JORGE, L.A.B.; GARCIA, G.J. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and Geographic Information Systems (GIS). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 98, p. 35-47, 1997.

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

KILGORE, B.M. The ecological role of fire in sierran conifer forests: its application to National Park management. **Journal Quaternary Research**, San Francisco, v. 3, n. 3, 1973.

KJELLSSON, G. Seed fate in a population of *Carex pilulifera* L.II. Seed predation and its consequences for dispersal and seed bank. **Oecologia**, Berlin, v. 67, p. 424-429, 1985.

KNIPLING, E.B. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 1, p. 155-159, 1970.

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

KUX, H.J.H.; PINHEIRO, E.S. Dados do satélite Quickbird para o mapeamento do uso e cobertura da terra numa seção da Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, p. 4509-4516, 2005.

LARCHER, W. **Physiological plant ecology**. 3ª Ed. Berlin: Springer-Verlag, 1995. 506 p.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 632 p.

LEAL FILHO, N. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. 1992. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1992.

LEAL FILHO, N. **Efeito dos distúrbios provocados pela exploração florestal sobre a regeneração natural da floresta natural tropical úmida na Amazônia Central Brasileira**. Manaus: INPA, 1995.

LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. **Remote sensing and image interpretation**. 4ª Ed. New York: John Wiley & Sons. 2000. 721 p.

LÖFMAN, S. **Changes in forest landscape structure in southern Finland in the late 1900's**. 2006. 30 p. Dissertação (Dissertationes Forestales 32) - University of Joensuu, Finlândia, 2006.

LONGHI, S.J.; BRUN, E.J.; OLIVEIRA, D.M. *et al.* Banco de sementes do solo em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual em Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 4, p.359-370, 2005.

LOPES, K.P.; SOUZA, V.C.; ANDRADE, L.A.; DORNELAS, G.V.; BRUNO, R.L.A. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Brasília, v. 20, n. 1, p. 105-113, 2006.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Vol. 1 e 2, Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2002.

LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional**. 6ª Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2006. 339 p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas e tóxicas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 672 p.

LOUZADA, C. **Composição florística e estrutura de vegetação arbórea em diferentes condições fisiográficas de um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na Zona da Mata de Minas Gerais.** 2002. 149 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGARD JR, R.O.; RYLANDS, A.B. *et al.* Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. **Conservation Biology**, Massachusetts, v. 2, p. 257-285, 1986.

LÜTTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants.** 2^a ed. Berlin: Springer-Verlag, 2008. 458 p.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da floresta Atlântica na Juréia, Iguape-SP.** 1993. 126 p. Tese (Livre Docência) - Universidade Estadual de Campina, SP. 1993.

MAROD, D.; KUTINTARA, U.; TANAKA, H.; NAKASHIKUZA, T. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, Berlin, v. 161, n. 1, p. 41-57, 2002.

MARTINS, S.V. ALMEIDA, D.P.; FERNANDES, L.V.; RIBEIRO, T.M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas:** ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2009. 270 p.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares.** 2^a Ed. Viçosa: Centro de Produções Técnicas, 2007. 255 p.

MARTINS, S.V.; BUSATO, L.C.; CALEGARI, L.; RIBEIRO, T.M. A contribuição da ecologia florestal no desenvolvimento de modelos e técnicas de restauração florestal de áreas degradadas. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 36, p. 10-13, 2007.

MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A.; SILVA JR, W.M.; NAPPO, M.E. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.

MAXIMIANO, N.A. **Avaliação do crescimento inicial de vinte e nove espécies florestais no entorno de uma nascente pontual em processo de recuperação**. 2008. 58 p. Monografia (Graduação em Gestão Ambiental) - Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes - EAFI, Inconfidentes, MG, 2008.

MCARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967. 303 p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for categorical maps – version 3.3 build 5. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002. Manual do programa. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 05 de julho de 2008.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats**: special pattern analysis program for quantifying landscape structure - version 2.0. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Station, 1994. 134 p.

MELO, A.C.G. **Incêndio em Floresta Estacional Semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos processos de regeneração**. 2007. 110 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

MELO, F.P.L.; AGUIAR NETO, A.V.; SIMABUKURO, E.A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A.G.; BORGUETTI, F. (Orgs.). **Germinação**: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed, p. 237-250. 2004.

MENDONÇA, R.A.M. **The use of landscape metrics on multi-temporal forest-non forest maps of northeast Mato Grosso, Central Brazil**. 2004. 56 p. Dissertação (Mestrado em Environmental and Earth Resources Management) - University of Kingston, Jamaica, 2004.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 2ª Ed. Viçosa: UFV, 2003. 307 p.

MOREIRA, M.A. **Sensoriamento remoto: conceitos básicos e aplicações**, 2000. 24 p. Disponível em: <http://mtcm16.sid.inpe.br/archive.cgi/sid.inpe.br/marciana/2005/01.06.13.32.23>>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2009.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology and evolution**, Amsterdam, v. 10, p. 58-62, 1995.

NASCIMENTO, M.C.; SOARES, V.P.; RIBEIRO, C.A.Á.S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEMER, T.G.; JARDIM, F.C.S.; SERRÃO, D.R. Sobrevivência de mudas da regeneração natural de espécies arbóreas três meses após o plantio em clareiras de diferentes tamanhos, Moju-PA. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 217-221, 2002.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgar Blücher, 1992. 308 p.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. Ed. Trad. Pégasus Sistemas e Soluções. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.

OLIVEIRA, F.S.; SOARES, V.P.; PEZZOPANE, J.E.M. *et al.* Identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente no entorno do Parque Nacional do Caparaó, estado de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 899-908, 2008.

OLIVEIRA, M.C.P.; FERRAZ, I.D.K.; OLIVEIRA, G.J. Dispersão e superação da dormência de sementes de *Parkia pendula* (Willd.) Walp. (visgueiro) na Amazônia Central, AM, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 4, p. 485-493, 2006.

PARKER, V.T.; KELLY, V.R. Seed banks in California chaparral and other mediterranean climate shrublands. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, p. 231-255. 1989.

PARKER, V.T.; PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the current ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Eds.). **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 17-32. 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 da Amazônia. **Geografia**, Rio Claro, v. 26, n. 1, 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 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 70, p. 09-21, 2006.

PESSOA, L.M. **Variação espacial e sazonal do banco de sementes em uma área de Caatinga, Serra Talhada, PE**. 2007. 46 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2007.

PINHEIRO, E.S. **Avaliação de imagens Quickbird na análise geográfica de um setor da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul**. 2003. 165 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 2007.

PONZONI, F.J.; GALVÃO, L.S.; EPIPHANIO, J.C.N. Influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas não florestadas em ambiente amazônico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São Paulo: Sonopress, 2001.

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

PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, New York, v. 64, n. 5, p. 1069-1074, 1983.

RAMOS, R.A.; PASQUALETTO, A.I.; PINHEIRO, E.S. *et al.* O uso de imagens de alta resolução na elaboração de planos de manejo: o caso da Reserva Biológica da Serra Geral, Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, 2007. **Anais...** Florianópolis, p. 4163-4170, 2007.

RANNEY, J.W.; BRUNER, M.C.; LEVENSON, J.B. The importance of edge in the structure and dynamics of Forest Island. In: BURGESS, R.L.; SHAPE, D.M. (Eds.). **Forest island dynamics in man-dominated landscape**. New York: Springer-Verlag, p. 67-95. 1981.

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

RESENDE, Á.V.; FURTINI NETO, A.E.; MUNIZ, J.A.; CURI, N.; FAQUIN, V. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 11, p. 2071-2081, 1999.

RIBAS, R.F.; MEIRA NETO, J.A.A.; SILVA, A.F.; SOUZA, A.L. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 821-830, 2003.

RIITTERS, K.H.; O'NEILS, R.V.; HUNSAKER, C.T.; WICKHAM, J.D.; YANKEE, D.H.; TIMMINS, S.P. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 10, n. 1, p. 23-39, 1995.

ROBERTS, H.A. **Seed banks in the soil: advances in applied biology**. V.6. Cambridge: University Press, 1981. 55 p.

RODRIGUES, M. Introdução ao geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1., 1990, São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, p. 1-26, 1990.

RODRIGUES, M.; QUINTANILHA, J.A. **Sensoriamento Remoto: comportamento espectral de alvo**. São Paulo: Escola Politécnica da USP, 2007. 31 p. Disponível em: <www.poli.usp.br/d/ptr2355/Aula03SR_CompEspAlvos.pdf>. Acesso em: 12 de novembro de 2007.

ROTH, P.S. O efeito do fogo sobre a quebra de dormência em sementes de bracaatinga (*Mimosa bracaatinga* Hoehne). Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais - IPEF. **Circular Técnica**, n. 143. 1982.

SEITZ, R.A.; CORVELLO, W.B.V. Qualidade de mudas obtidas na regeneração natural. In: MÉTODOS DE PRODUÇÃO E CONTROLE DE QUALIDADE DE SEMENTES E MUDAS FLORESTAIS, Curitiba, 1984. **Anais...** Curitiba: UFPR, p. 392-402, 1984.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. The species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brasil. **Nature**, London, v. 404, p. 72-74, 2000.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed bank**. New York: Academic Press, p. 03-07, 1989.

SOUZA, P.A. **Efeito da sazonalidade da serapilheira sobre o banco de sementes visando seu uso na recuperação de áreas degradadas**. 2003. 130 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.

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 de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 57, p. 47-60, 1997.

TERZIOGLU, S.; BASKENT, E.Z.; KADIOGULLARI, A.İ. Monitoring forest structure at landscape level: a case study of Scots pine forest in NE Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, 2008.

THOMPSON, K.; GRIME, J.P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 67, p. 893-921, 1979.

TINKER, D.B.; ROMME, W.H.; DESPAIN, D.G. Historic range of variability in landscape structure in subalpine forests of the Greater Yellowstone area, USA. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 18, p. 427-439, 2003.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.I. Fragmentation effects on a Central Amazonia frog community: a ten-year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. (Eds). **Tropical Forest Remnants: Ecology, management, and conservation of communities**. Chicago: University of Chicago Press, p. 124-137. 1997.

TONIAL, T.M. **Dinâmica da paisagem da região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul**. 2003. 311 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

TRANI, M.K. ; GILES JR, R.H. An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 114, p. 459-470, 1999.

TROVÃO, D.M.B.M., FERNANDES, P.D., ANDRADE, L.A.; DANTAS NETO, J. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 307-311, 2007.

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 75, n. 2, p. 377-407, 1987.

UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, K.; MAQUIRINO, P. Sucessional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, Washington, v. 14, n. 4, p. 249-254, 1982.

UHL, C.; CLARK, K. Seed ecology of selected Amazon basin successional species. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 144, n. 3, p. 419-425, 1983.

URBAN, D.L.; SCHUGART, H.H. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNE, M.L.; MORRISON, M.L.; RALPH, C.J. **Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison: The University of Wisconsin Press, p. 273-279. 1986.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2001.

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

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 68, p. 45-57, 2005.

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, p. 113-118. 1990.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal.** 2005. 188 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia da UNICAMP, Campinas, 2005.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil.** New York: Nova Science Publishers, p. 145-170. 2007.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 8, p. 1067-1075, 2007.

VOLOTÃO, C.F.S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats.** 1998. 45 p. Trabalho de curso (Pós-graduação em sensoriamento remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 1998.

WALDHOFF, P.; VIANA, V.M. Efeito de borda em um fragmento de mata atlântica em Linhares, ES. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 10.; CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 70., 1993, Curitiba. **Anais...** Curitiba, v. 2, p. 41-44, 1993.

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

WIENS, J.A.; SCHOOLEY, R.L.; WEEKS, R.D.Jr. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**, Suécia, n. 78, p. 257-264, 1997.

ZANG, N.; TONIAL, T.M.; RITTERBUCH, M.A. Análise dos fragmentos da cobertura arbórea na Bacia do Rio da Várzea utilizando imagens CBERS-2 e Fragstats. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, p. 1219-1225, 2007.

8. ANEXO

Fórmulas das métricas definidas no *software* Fragstats versão 3.3

Área da mancha - AREA

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

a_{ij} - área (m²) da mancha ij.

Porcentagem da paisagem - PLAND

$$PLAND = p_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

p_i - proporção da paisagem ocupada pela mancha tipo (classes) i.
 a_{ij} - área (m²) da mancha ij.
 A - área total da paisagem (m²).

Número de manchas - NP

$$NP = N$$

N - número total de manchas na paisagem.

Orla total - TE

$$TE = E$$

E - comprimento (m) total da orla na paisagem.

Índice da dimensão fractal - FRAC

$$FRAC = \frac{2 \ln(.25p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

p_{ij} - perímetro (m) da mancha ij.
 a_{ij} - área (m²) da mancha ij.

Área do núcleo - CORE

$$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

a_{ij}^c - área (m²) do núcleo da mancha ij com um valor de buffer especificado (m).

Área total - CA

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

a_{ij} - área (m²) da mancha ij.

Índice da maior mancha - LPI

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n(a_{ij})}{A} (100)$$

a_{ij} - área (m²) da mancha ij.
 A - área (m²) total da paisagem.

Densidade da mancha - PD

$$PD = \frac{n_i}{A} (10.000)(100)$$

n_i - número de manchas de tipo (classe) i na paisagem.
 A - área total da paisagem (m²).

Densidade da orla - ED

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000)$$

e_{ik} - tamanho total da orla entre tipos de manchas i e k.
 A - área (m²) total da paisagem.

Índice da forma - SHAPE

$$SHAPE = \frac{.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

p_{ij} - perímetro (m) da mancha ij.
 a_{ij} - área (m²) da mancha ij.

Índice de área do núcleo - CAI

$$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$$

a_{ij}^c - área (m²) do núcleo da mancha ij com um valor de buffer especificado (m).
 a_{ij} - área (m²) da mancha ij.

Fórmulas das métricas definidas no *software* Fragstats versão 3.3

(Continuação)

Área total do núcleo - TCA

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

a_{ij}^c - área (m²) do núcleo da mancha ij com um valor de buffer especificado (m).

Número de áreas do núcleo disjuntas -

NDCA

$$NDCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$$

n_{ij}^c - número de áreas do núcleo disjuntas na mancha ij baseada no comprimento do buffer especificado (m).

Distância euclideana de menor vizinhança - ENN

$$ENN = h_{ij}$$

h_{ij} - distância da mancha ij á mancha de vizinhança mais próxima com o mesmo tipo de classe, baseada na distância orla a orla (a partir do centro da célula ao centro de outra célula).

Porcentagem da área do núcleo relativamente a paisagem - CPLAND

$$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} (100)$$

a_{ij}^c - área (m²) do núcleo da mancha ij com um valor de buffer especificado (m).
A - área total da paisagem (m²).

Densidade de áreas do núcleo disjuntas - DCAD

$$DCAD = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c}{A} (10.000) (100)$$

n_{ij}^c - número de áreas do núcleo disjuntas na mancha ij baseada no comprimento do buffer especificado (m).
A - área total da paisagem (m²).

Índice de proximidade - PROX

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

a_{ijs} - área (m²) da mancha ijs no interior da vizinhança especificada (m) da mancha ij.

h_{ijs} - distância (m) entre mancha ijs (localizada no interior de uma distância especificada da mancha ij) e a mancha ij baseada na distância orla a orla.

Área total -TA

$$TA = A \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

A - área (m²) total da paisagem.