

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

DISSERTAÇÃO

**Contribuição da chuva de sementes na
recuperação de áreas e do uso de poleiros como
técnica catalisadora da sucessão natural**

Ana de Carvalho Rudge

2008



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**CONTRIBUIÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES NA
RECUPERAÇÃO DE ÁREAS E DO USO DE POLEIROS COMO
TÉCNICA CATALISADORA DA SUCESSÃO NATURAL**

ANA DE CARVALHO RUDGE

Sob a Orientação da Professora
Fátima C. Márquez Piña-Rodrigues

e Co-orientação do Professor
Paulo Sérgio dos Santos Leles

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Ambientais e Florestais**, no Curso de Pós-Graduação Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Abril de 2008

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

ANA DE CARVALHO RUDGE

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 07/04/2008

Fátima C. M. Piña-Rodrigues (Dr.) UFSCar
(Orientadora)

Eliana Cardoso Leite. (Dr.) UFSCar

André Nunes de Freitas (Dr.) UFRRJ

Tiago Boer Breier. (Dr.) UFRRJ

Augusto João Piratelli. (Dr.) UFSCar

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado aos meus pais Beatriz e Raul e irmão gêmeo Tomás pelo carinho, incentivo e ajuda. Em especial ao meu companheiro Thiago e filho querido João que nos presenteou com a maior alegria de nossas vidas no transcorrer do desenvolvimento deste estudo.

AGRADECIMENTOS

À Deus que me possibilitou infinitas oportunidades de desenvolvimento pessoal através deste trabalho.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e à CAPES pela bolsa de estudos e em consequência a toda população brasileira que custeou minha formação acadêmica e iniciação científica.

À professora Fátima Piña, profissional e mulher extraordinária que muito contribuiu e contribui para o entendimento da ecologia de sementes tropicais e o desenvolvimento do setor de sementes florestais no Brasil. Mesmo de longe, sua orientação sempre me possibilitou enfrentar as adversidades e confiar em meu trabalho.

Ao professor Augusto Piratelli, por ter sido responsável pela minha “iniciação científica” nas pesquisas com as frugivoria e dispersão de sementes e por ter me recebido em sua casa e da professora Fátima em Sorocaba quando precisei.

À equipe do Laboratório de Pesquisas e Estudos em Reflorestamento (LAPER) e em especial ao professor Paulo Sérgio pela ajuda logística e por ceder espaço para realizar os trabalhos de triagem em seu laboratório.

Aos professores Pedro Germando Filho e Genise Somner do Departamento de Botânica e ao Thiago Amorim técnico do Herbário RBR pela gentileza e sempre pronta ajuda para a identificação das espécies.

Ao professor Márcio Rocha do Departamento de Silvicultura pela boa vontade em que sempre me atendeu quando precisei de ajuda com as imagens de satélite.

Ao projeto “Recomposição da Bacia do Rio Guandu” e à Usina Termelétrica Barbosa Lima Sobrinho pelo apoio financeiro para a execução do trabalho.

À Companhia Cerâmica Vulcão que acreditou no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Núcleo de Análise e Conservação de Sementes e Mudas de espécies Florestais no Rio de Janeiro pelo esforço conjunto no entendimento da recente lei de

Sementes e Mudanças e organização do setor de sementes florestais e por me possibilitar perspectivas de realização de projetos nesta área de atuação.

Ao meu marido Thiago que viveu junto comigo cada momento e compartilhou cada ideia, por sua ajuda incondicional, suas sugestões, seu esforço no campo e identificação das espécies.

Ao João meu filho por me encher de inspiração e coragem, sempre alegre e sempre sorridente, apesar de ter que me dividir com as atividades de mestrado.

Ao meu queridíssimo pai Raul que sempre me apoiou e se interessou por meus projetos, apesar de afirmar não compreender como eu podia estar fazendo curso superior e trabalhando como peão de obra. Agradeço também pelo design e arte de todas as figuras e slides da apresentação.

Ao meu irmão Tomás pelo apoio de sempre e pelo exemplo de disciplina e determinação.

À minha mãe Beatriz que me encaminhou no mundo da ciência e na vida profissional, me fazendo participar de seus projetos de conservação e educação ambiental e ensinando alternativas para viver permanentemente sobre a Terra. Ao seu marido, Luiz Felipe pelas explicações, pelos livros, pela ajuda e pelo carinho.

À maninha Maria pelas visitas agradabilíssimas nas tardes de quarta-feira para me auxiliar com as tarefas de mãe, dona-de-casa e mestranda, sempre transmitindo alegria e apaziguando os momentos difíceis.

À querida família Alverga: Alex, Sonia, Joana, Paula e Davi, pela ajuda e carinho agradeço a essa família tão especial.

Aos estagiários Felipe, Renata, André, Fernando, Wanessa, Dallyene, Nicelle e Lucas, sempre prontos e com muito bom humor para triar serapilheira e enfrentar o calor da baixada, os carrapatos e os mosquitos nas idas a campo.

Ao Tião, responsável pelo Viveiro Florestal do Instituto de Florestas da UFRRJ, por ceder espaço e material para meus experimentos e pela simpatia de todos os dias.

A todos que contribuíram, mesmo que apenas em bons pensamentos, para o andamento e conclusão deste trabalho.

RESUMO

RUDGE, Ana de Carvalho. **Contribuição da chuva de sementes na recuperação de áreas e do uso de poleiros como técnica catalisadora da sucessão natural**. 2008. 117p Dissertação (Mestrado em Conservação da Natureza, Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Departamento de Silvicultura, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

O monitoramento de áreas fragmentadas e de reflorestamento através da avaliação da chuva de sementes é essencial para o entendimento da dinâmica dos processos geradores e mantenedores da biodiversidade nas florestas tropicais e para o aperfeiçoamento de técnicas de restauração. A atração de agentes dispersores, através do incremento da complexidade estrutural da vegetação com o uso de poleiros artificiais é uma técnica facilitadora que acelera o processo de sucessão vegetal devido ao aumento no recrutamento de sementes. Dessa forma, este trabalho busca responder às perguntas: a) como a chuva de sementes muda com a distância do fragmento-fonte b) a utilização de poleiros artificiais promove maior aporte das sementes e estabelecimento das espécies? c) qual é a diferença do aporte de sementes entre áreas de recuperação ambiental, pasto com e sem poleiros e fragmento florestal? Para testar a eficiência de poleiros artificiais no incremento de sementes e estabelecimento de plântulas, foram instalados coletores de sementes e recipientes com areia em linhas na borda do fragmento florestal e no pasto a diferentes distâncias do mesmo (20 m, 100 m, 200 m e 300 m), os poleiros artificiais foram alocados sobre alguns dos coletores de sementes nas linhas do pasto. Através da instalação de coletores de sementes, foi avaliada a composição da chuva de sementes em duas áreas de reflorestamento localizadas a 7 km do fragmento florestal. As sementes e plântulas foram quantificadas e identificadas, classificando-as quanto à síndrome de dispersão, hábito e classe sucessional. Os principais resultados indicaram maior número de espécies no interior do fragmento florestal seguido da distância de 200 m > 100 m > 20 m > 300 m. A densidade de sementes teve distribuição similar: fragmento > 100 m > 200 m > 20 m > 300 m. A proximidade da mancha de vegetação e indivíduo arbóreo de *Ficus gomelleira* com as linhas 200 m e 100 m pode estar influenciando no enriquecimento de espécies nestas áreas, o que explicaria os valores de riqueza e diversidade superiores às outras linhas no pasto. Os poleiros aumentaram o aporte de sementes em 63 vezes e o estabelecimento das espécies foi 9 vezes maior do que nas testemunhas. Houve diferença significativa nas áreas estudadas quanto à riqueza de espécies ($F = 5,7$; $p = 0.001$) e abundância ($F = 7,228$; $p = 0.001$). O fragmento florestal apresentou maior índice de diversidade entre as áreas sendo semelhante ao pasto com poleiros quanto à composição de espécies o que comprova a eficiência desta técnica no enriquecimento de espécies de sementes provenientes de fragmentos florestais em áreas degradadas. As áreas de reflorestamento obtiveram índices de diversidade intermediários e composição de espécies semelhantes, mostrando-se isoladas em relação a áreas fonte de diásporos. Medidas de longo prazo poderiam ser tomadas para a formação de corredores ecológicos a partir de fragmentos florestais levando a maior eficiência na restauração dos processos ecológicos através do aumento do fluxo de diásporos e formas de vida para essas áreas.

Palavras chave: chuva de sementes, recuperação de áreas degradadas, poleiros artificiais.

ABSTRACT

RUDGE, Ana de Carvalho. **Seed rain contribution to restoration and perches use as a catalytic technic to natural sucesion**, 2008. 117p. Dissertation (Master Science in Nature Conservancy, Environment and Forest Science) Instituto de Florestas, Departamento de Silvicultura, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

Monitoring fragmented and reforested areas by appraisal of the seed rain is essential to understand the dynamics of biodiversity bearing and supporting processes in tropical rainforests and also in the improvement of restoration techniques. The attraction of dispersal agents, by the increase of the structural complexity of the vegetation with the use of artificial perches has been used to speed up the natural succession proved by the increase seed recruitment. This paper tries to answer the following questions: a) how the seed rain changes in relation to the distance of the fragment source? b) how the use of artificial perches promotes larger seed recruitment and species establishment? c) what is the difference between seed recruitment of environmental restored areas, pasturage, with or without perches, and a forest fragment? To test the artificial perches efficiency in seed recruitment and seedlings growth it was placed seed collectors and sand recipients in parcels at the forest fragment edge and pasture at different lengths (20 m, 100 m, 200 m and 300 m), the artificial perches were placed on some of the seed collectors at the pasture parcels. To the appraisal of the seed rain composition seed collectors were located in two reforested areas at 7 km from the forest fragment. The seeds and seedlings were quantified and identified, classifying them in accordance with dispersion syndrome, habits and successional class. The main results indicated a larger number of species at the interior of the forested fragment followed by the lengths of 200 m > 100 m > 20 m > 300 m. The seed density had a similar distribution: fragment > 100 m > 200 m > 20 m > 300 m. The proximity of a vegetation patch and an individual species of *Ficus gomelleria* with the parcels of 200 m and 100 m that might be determining the species enrichment in these areas, which would explain its higher richness and diversity values in comparison with the other parcels at the pasture. The perches increased 63 times the seed recruitment and 9 times the species establishment. There was a significant difference between the study areas of the species richness ($F = 5,7$; $p = 0,001$) and abundance ($F = 7,228$; $p = 0,001$). The fragment forest presented the largest diversity index between the areas and it was similar to the pasture with perches regarding the species composition, which proves the efficiency of this technique in the enrichment of seed species from fragmented forests at degraded areas. The reforested areas reached intermediate diversity indexes and similar species composition, showing that they are isolated in relation to the source of the seeds. Long run measures could be taken establishing ecological corridors from forest fragments, to achieve higher efficiency in restoring ecological processes through increased input of seeds and life forms into these areas.

Key words: seed rain, recuperation of degraded lands, artificial perches.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1 Bioindicadores	4
2.2 Síndromes de Dispersão.....	7
2.3 Dispersão de Sementes	10
2.4 Influência do Comportamento Animal na Distribuição Espacial das Espécies Vegetais	11
2.5 Dispersão de Sementes e a Recuperação de Áreas Fragmentadas	14
2.6 Poleiros Artificiais	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 Caracterização da Área de Estudo	21
3.1.1 Localização.....	21
3.1.2 Clima	25
3.1.3 Características ambientais	25
3.1.3 Histórico de uso do solo na região	26
3.2 Instalação dos Experimentos e coleta dos dados	27
3.2.2 Áreas de recuperação.....	27
3.2.1 Fragmento e área degradada.....	27
3.5 Análise de Dados.....	35
3.5.1 Áreas de recuperação.....	35
3.5.2 Fragmento e pasto	35
3.5.3 Comparação entre os ambientes	37

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1 Áreas de Recuperação	39
4.1.1 Dispersão de sementes.....	39
4.1.2 Classificação das espécies	42
4.2 Fragmento e pasto	47
4.2.1 Dispersão de sementes.....	47
4.2.2 Classificação das espécies	56
4.2.3 Poleiros artificiais.....	62
4.2.4 Sazonalidade da chuva de sementes	70
4.3 Comparação entre os ambientes	82
5. CONCLUSÃO	85
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89
ANEXOS	100

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação das florestas figura como uma das principais causas da redução da biodiversidade no planeta (WILSON, 1994; PIMM & RAVEN, 2000), sendo uma das mais profundas alterações causadas pelo homem no meio ambiente. As mudanças no microclima, estrutura e processos dinâmicos da floresta afetam toda a comunidade, colocando em risco a manutenção das populações nos fragmentos.

O efeito da distância entre os fragmentos, o seu grau de isolamento, tamanho e forma, tipo de matriz circundante e o efeito de borda condicionam a vida nestas áreas (MMA, 2003). Os elementos da paisagem existentes na matriz entre os fragmentos determinam a possibilidade de deslocamento das espécies; uma maior conectividade ameniza os efeitos da destruição de habitat, por aumentar a área de vida dessas espécies (HOLL, 1998), o que é particularmente crítico em tempos de mudanças climáticas (NOSS, 1991). Este fluxo biológico é facilitado por técnicas de recuperação da matriz das áreas degradadas.

Diversas são as técnicas utilizadas para a recuperação de áreas degradadas em regiões tropicais. Através de seu monitoramento, pode-se identificar medidas de minimização dos impactos ambientais o que requer a utilização de mecanismos indicadores das condições ambientais (VALCARCEL & SILVA, 2000). Dentre esses, a avaliação da chuva de sementes é um importante indicador, à medida que se apresenta como resultado da interação dos demais fatores condicionantes do estabelecimento e desenvolvimento das espécies e responde pela resiliência deste ecossistema.

A regeneração de uma floresta está relacionada com a capacidade de recrutamento das populações vegetais, que é diretamente influenciada pela variação anual da produção de frutos e sementes (PENHALBER e MANTOVANI, 1997). A fragmentação pode alterar a produção de sementes através de mudanças nas interações planta-animal (REIS et al., 1999) no que se refere à polinização ou aumento da endogamia por diminuição do fluxo gênico (PENHALBER e MANTOVANI, 1997), que posteriormente pode dificultar o estabelecimento dessas sementes e levar à perda de vigor nas gerações subseqüentes (NASCIMENTO et al., 1999). Após a produção das sementes, as interações planta-animal continuam atuando no ciclo reprodutivo das populações vegetais através da dispersão dessas sementes. A dinâmica das populações

arbóreas com capacidade de estabelecimento após perturbações pode ser analisada através da chuva de sementes e de sua dispersão.

O transporte de sementes influencia a distribuição espacial das espécies vegetais, sendo os modos de dispersão determinantes dos modelos de chuva de sementes. A dispersão de sementes aumenta o sucesso reprodutivo das espécies vegetais, devido ao escape de condições desfavoráveis existentes próximo da planta-mãe, o que é chamado de “hipótese do escape” (HOWE & SMALLWOOD citado por MURRAY, 1986). Segundo esta hipótese podem ser consideradas como condições desfavoráveis a alta concentração de predadores e parasitas de sementes, a competição parental nas proximidades dos indivíduos adultos, além da impossibilidade das sementes não dispersas alcançarem locais com boas condições para seu estabelecimento (WILLSON, 1992).

Além do aporte de sementes via chuva, a análise das síndromes de dispersão é outro fator útil na avaliação da severidade da perturbação sofrida no processo de fragmentação das florestas e na sua fase regenerativa atual (NASCIMENTO *et al.*, 1999; NUNES *et al.*, 2003; GONDIM, 2005; MÜLLER, 2005), bem como do impacto do efeito de borda e da sucessão das áreas degradadas pós perturbação (UHL *et al.*, 1991; MELO, 1997; WUNDERLE JUNIOR, 1997; DA SILVA *et al.*, 1996; SOUZA, 2000; ANDRADE & ANDRADE, 2000; SORREANO, 2002; SIQUEIRA, 2002; SOUZA & BATISTA, 2002; VIEIRA, 2004). A proporção existente entre as diferentes síndromes encontradas em determinada área pode indicar diferentes estádios de conservação de acordo com o bioma estudado. Para áreas de floresta tropical úmida, por exemplo, é comum que cerca dois terços das espécies arbóreas de dossel produzam frutos carnosos atrativos à fauna (WHEELWRIGHT, 1988). Proporções maiores de anemocoria indicam ambientes perturbados, especialmente devido à alterações depressoras da comunidade de animais dispersores, dessecação e aumento da entrada de ventos pelo aumento da área de bordas e ausência de dossel contínuo (PENHALBER e MANTOVANI, 1997)

A avaliação e o monitoramento de áreas fragmentadas através da chuva de sementes são essenciais para o entendimento da dinâmica dos processos geradores e mantenedores da biodiversidade nas florestas tropicais e para o aperfeiçoamento de técnicas de restauração. Isto porque a dispersão de sementes é a grande limitadora do enriquecimento de espécies, podendo ser o fator-chave para o sucesso da recuperação de

áreas degradadas. Poucos animais carregam sementes para fora dos remanescentes florestais (McCLANAHAN & WOLFE, 1993; HOLL, 1998, 2000), pois as áreas degradadas circundantes não oferecem alimentos, refúgios ou locais para descanso (CUBINA & AIDE, 2001).

Técnicas facilitadoras que visam acelerar o processo de regeneração podem basear-se no aumento da entrada de sementes alóctones no sistema. A probabilidade de dispersão a longa distância de uma espécie dependerá de características da paisagem como estrutura da vegetação (OZINGA *et al.*, 2004). Assim a atração de agentes dispersores, principalmente aves, com o uso de poleiros artificiais é uma destas técnicas que aceleram o processo de sucessão vegetal devido ao aumento no recrutamento de sementes através do incremento da complexidade estrutural da vegetação.

Dessa forma, estudos que busquem responder questões acerca: (1) do papel da dispersão de sementes como indicador das condições ambientais de áreas de recuperação ambiental; (2) de como ela é afetada pela complexidade estrutural da vegetação e (3) se existem efeitos da distância da fonte de sementes e da disponibilidade de poleiros sobre a dispersão de sementes no bioma da Floresta Atlântica são de extrema utilidade e importância para a implementação de projetos de conservação e restauração.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência de poleiros artificiais no incremento de sementes em áreas degradadas e fornecer indicadores ambientais de restauração baseado no aporte de diásporos em duas áreas de recuperação de áreas degradadas de diferentes idades, considerando as seguintes perguntas: a) como a chuva de sementes muda com a distância do fragmento-fonte b) a utilização de poleiros artificiais promove maior aporte das sementes e estabelecimento das espécies? c) qual é a diferença do aporte de sementes entre áreas de recuperação ambiental, pasto, pasto com poleiros e fragmento florestal?

2 REVISÃO DE LITERATURA

As florestas tropicais pluviais são um dos mais complexos e diversos ecossistemas do planeta. No entanto, a expansão do uso da terra que acompanha o crescimento da população humana, resulta na fragmentação de habitats naturais (WILCOX & MURPHY, 1985). O Bioma Mata Atlântica, que envolve as formações Ombrófila Densa, Ombrófila Mista e Estacional Decidual, além de ecossistemas associados, cobria o território brasileiro com cerca de 100 milhões de hectares de extensão (SEMADS, 2001). Atualmente, acredita-se que possui apenas 5% de florestas primárias, caracterizando-se como a mais ameaçada de extinção dentre as florestas tropicais do mundo (BROWN & BROWN, 1992). Essa reduzida porção da floresta original ainda se encontra na forma de pequenos fragmentos. A conservação dos remanescentes florestais é fundamental, pois são fontes de diásporos de plantas e espécies animais que podem recolonizar áreas onde já foram localmente extintas (VIANA & TABANEZ, 1996).

A distribuição geográfica da Floresta Atlântica coincide com as regiões que têm liderado historicamente a expansão agropecuária, industrial e urbana do país e, portanto, sua conversão e degradação fez parte desse processo de desenvolvimento do país (MOTTA, 1996). Nas regiões tropicais, a rápida conversão de florestas pluviais em pastagens e terras para agricultura, é uma das principais práticas que as transformam em paisagens fragmentadas (GONZÁLEZ *et al.*, 2000), sendo este, o maior desafio para pesquisadores de restauração (FLORENTINE & WESTBROOKE, 2004).

2.1 Bioindicadores

O termo origina-se do latim *indicare*, verbo que significa apontar ou proclamar. Em português, o termo indicador significa aquilo que indica, torna patente, revela, propõe, sugere, expõe, menciona, aconselha, lembra (DEPONTI & ALMEIDA, 2001).

A grande discussão em torno da sustentabilidade dirige-se à construção de indicadores, que seriam instrumentos que mensuram as modificações nas características de um sistema e que permitem avaliar a sua sustentabilidade (DEPONTI *et al.*, 2002). A partir de indicadores são definidos parâmetros ou limites idealizados de

sustentabilidade que permitem a conexão entre a avaliação e o monitoramento do sistema com a realidade da área estudada. Dessa forma, o objetivo principal dos indicadores é o de agregar e quantificar informações de maneira que sua significância torne-se aparente (REZENDE e DIAS, 2005).

O desenvolvimento de indicadores é baseado em um grande conjunto de *descritores*, que são dados qualitativos ou índices quantitativos, de qualquer origem, que descrevam aspectos bióticos, abióticos ou antrópicos do ambiente (METZGER, 2002). Assim, *indicadores ecológicos* são descritores eficientes, usados para avaliar o estado do ambiente e monitorar tendências dessa condição ao longo do tempo (DALE & BEYELER, 2001).

Segundo DALE & BEYELER (2001), indicadores ecológicos devem: (a) ser facilmente mensuráveis; (b) ser sensíveis a estresses no sistema; (c) responder a estresses de forma previsível; (d) ser antecipatórios; (e) capazes de prever mudanças que podem ser impedidas por ações de manejo; (f) integradores, onde o conjunto de indicadores provê uma medida de cobertura dos gradientes-chave através do sistema ecológico (ex.: solos, tipos vegetacionais, temperatura, etc.); (g) apresentar uma resposta conhecida a perturbações naturais, estresses antropogênicos e mudanças através do tempo; e, (h) possuir uma variabilidade na resposta.

CLAUDE e PIZARRO (1996), citados por BESSA (2000), estabelecem ainda que um indicador ambiental deve ter três funções básicas: (1) permitir o conhecimento da situação ecológica de um determinado local, observando sua evolução espaço-temporal; (2) possibilitar comparações e criar tipologias (padrões/grupos) e (3) subsidiar a tomada de decisões futuras e a elaboração de estratégias.

Os indicadores podem ser usados para acessar as condições do ambiente ou para monitorar tendências de condições através do tempo, proporcionando a previsão de mudanças no ambiente e diagnosticando a causa do problema ambiental. (DALE & BEYELER, 2001). Para isso, são de fundamental importância a definição e escolha de indicadores para a avaliação e monitoramento que traduzam as informações fundamentais sobre a evolução das comunidades (VIEIRA, 2004).

A chuva de sementes é um dos principais indicadores do estágio de recuperação de áreas degradadas e da regeneração das florestas tropicais (GUEVARA & GÓMEZ-

POMPA, 1972) apresentando grande potencial em indicar o isolamento de populações e de espécies em áreas degradadas (GUEVARA & LABORDE, 1993)

SIQUEIRA (2002) avaliando a sustentabilidade de uma área restaurada de 14 anos de idade no estado de São Paulo, utilizou o parâmetro chuva de sementes como indicador de sua capacidade de regeneração através da disponibilidade de sementes. A densidade média de deposição de sementes encontrada foi de 591,33 sementes/m² em um ano de estudo. Informações como riqueza de espécies, diversidade de indivíduos e padrões de heterogeneidade espacial e temporal da chuva de sementes se mostraram bons descritores para o monitoramento de áreas restauradas.

Estudando o aporte de sementes em quatro fragmentos florestais na Floresta Atlântica, GODIM (2005) inferiu sobre o grau de degradação das áreas através dos índices de diversidade e equitabilidade, quantidade de espécies coletadas, síndromes de dispersão e sazonalidade aplicados à chuva de sementes. Em 11 meses observou o equivalente a 116,3 diásporos/m² em seu estudo. A chuva de sementes se mostrou uma boa metodologia para a obtenção de indicadores biológicos, por ser aplicável, com boa interpretação e avaliação e de baixo custo (GONDIM, 2005), apesar de dificuldades encontradas na identificação botânica dos indivíduos aportados nos coletores.

No Rio Grande do Sul, uma floresta estacional decidual ripária sob influência de enchentes apresentou densidade média de 208 sementes/m² em dois anos de estudos (ARAÚJO, 2004). A densidade de diásporos coletados em um ano em Parque Estadual no estado de São Paulo foi de 1.804/m² (PENHALBER e MANTOVANI, 1997).

Comparando-se a densidade de diásporos nas diferentes áreas de Floresta Atlântica, a área de floresta secundária (PENHALBER e MANTOVANI, 1997) inserida num Parque Estadual apresentou densidade muito maior em comparação à área restaurada de 14 anos (SIQUEIRA, 2002) que, por sua vez, foi superior à área de floresta com inundações periódicas (ARAÚJO, 2004) e aos fragmentos florestais estudados por GONDIM (2005). Esses dados indicam que em áreas fragmentadas o alto grau de degradação se reflete na baixa produção de sementes. Tal comportamento pode ser atribuído ao efeito de borda, perda de polinizadores e de dispersores e à redução da biodiversidade.

A necessidade do monitoramento das diferentes respostas das comunidades vegetais à recuperação de habitat em áreas fragmentadas faz do uso do indicador chuva

de sementes uma importante ferramenta na avaliação da sustentabilidade destas áreas. A proporção das síndromes de dispersão e a sazonalidade da produção de sementes podem servir como indicadores do estágio de degradação da paisagem e do potencial de regeneração de uma floresta.

2.2 Síndromes de Dispersão

Síndrome de dispersão de sementes é definida por PIJL (1972) como o conjunto de características apresentadas pelos diásporos de uma determinada espécie e que indicam o modo de dispersão da planta. As plantas podem ser anemocóricas, quando a dispersão das suas sementes é feita pelo vento; autocóricas, em que a dispersão é feita pelas próprias plantas; barocóricas, quando a gravidade dispersa as sementes; hidrocóricas, em que a água dispersa as sementes; ou zoocóricas, quando a dispersão de sementes é realizada por animais.

Espécies zoocóricas cujas sementes são dispersas por aves possuem o maior potencial de fluxo genético (LOVELESS & HAMRICK, 1986). Aquelas com síndromes de dispersão anemo e autocóricas são consideradas de dispersão mais limitada promovendo menor movimento de genes, enquanto que as de dispersão explosiva possuem o menor potencial de fluxo genético de acordo com os autores.

Adicionalmente, a germinação de sementes de muitas espécies com polpa carnosa é facilitada pela passagem pelo trato digestivo de animais que delas se alimentam. Tal processo é visto como um refinamento do relacionamento simbiótico entre plantas e o agente dispersor que garante uma disseminação das sementes a longas distâncias (SNOW, 1970).

Existem poucos trabalhos na região de Floresta Tropical Atlântica que analisem a proporção das síndromes de dispersão e o papel da dispersão como fator limitante da regeneração natural após perturbações antrópicas (MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1992; PENHALBER e MANTOVANI, 1997; SOUZA, 2002).

Em estudo nas florestas de altitude e submontana da Serra do Japi, no estado de São Paulo, MORELLATO & LEITÃO-FILHO (1992), analisaram a proporção de espécies arbustivo-arbóreas por síndrome de dispersão e os padrões fenológicos relacionados a elas. Esses autores encontraram para as florestas tropicais semidecíduas estudadas, um predomínio de espécies zoocóricas tanto para florestas de altitude (69%)

e submontana (70%), sobre as anemocóricas (26% e 22,5%) ou autocóricas (5% e 7,5%).

Nos dois tipos vegetacionais, as espécies apresentaram padrões semelhantes ao serem agrupadas quanto à sua posição nos estratos da floresta. No estrato emergente ocorrem 60% das espécies anemocóricas e entre 32% e 37% (para florestas de altitude e mesófila respectivamente) foram zoocóricas. Mais abaixo, no dossel, a proporção de espécies anemocóricas diminuiu (22% e 30%), aumentando a proporção das zoocóricas ($\pm 70\%$). Sob esse estrato 90% das espécies foram zoocóricas com 10% de autocóricas e ausência de anemocoria.

Essa maior distribuição das espécies anemocóricas no dossel e as zoocóricas abaixo do dossel também foi observada em floresta semidecidual em Minas Gerais (NUNES et al., 2003). As espécies anemocóricas, presentes no estrato emergente, têm sua dispersão facilitada pela ação dos ventos, o que torna vantajoso seu posicionamento no estrato superior da floresta. De forma semelhante, as espécies zoocóricas existentes abaixo do dossel beneficiam-se com a atividade de animais dispersores que, em sua maioria, concentram-se em estratos inferiores da floresta (MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1992; NUNES et al., 2003).

A dispersão de sementes pelo vento é vista como uma especialização para ambientes pouco favoráveis, já que muitas famílias tropicais predominantemente zoocóricas apresentam, em regiões temperadas, algumas poucas espécies adaptadas para dispersão pelo vento (SNOW, 1970).

Um aumento na proporção de anemocoria em paisagens de floresta tropical fragmentada indica um aumento na perturbação do ambiente, devido a alterações depressoras da comunidade de animais dispersores, dessecação e aumento da entrada de ventos pelo aumento da área de bordas e ausência de dossel contínuo. Em floresta madura na Amazônia UHL *et al.* (1991) observaram 11% de anemocoria. Já em florestas do sudeste do país, PENHALBER e MANTOVANI (1997) encontraram alta percentagem de anemocoria (33%), podendo indicar facilitação na dispersão pelo vento através do dossel descontínuo característico da área estudada.

Em floresta semidecidual, entre as espécies clímax tolerantes à sombra, a zoocoria foi significativamente mais freqüente do que a dispersão anemocórica, a qual foi muito mais numerosa entre climácicas heliófilas e pioneiras (NUNES et al., 2003).

A diagnose da predominância de espécies pioneiras e da síndrome de dispersão anemocórica em ambientes perturbados leva a crer que a caracterização dos grupos ecológicos e das guildas de dispersão em áreas fragmentadas possam ser de grande utilidade como indicadoras do estágio de degradação da paisagem.

Quanto ao ritmo de frutificação ao longo do ano, em floresta tropical úmida, o maior número de espécies frutificando ocorre geralmente no final da estação seca e início da chuvosa, quando há condições mais favoráveis à sua germinação (SIQUEIRA, 2002; NUNES et al., 2003). As guildas de animais dispersores influenciam neste ritmo para as espécies zoocóricas (SNOW, 1970). Esta co-adaptação entre planta e animal dispersor é profundamente alterada quando da fragmentação das florestas.

PENHALBER e MANTOVANI (1997) encontraram resultados semelhantes em floresta secundária no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga em São Paulo. O pico de produção de diásporos ocorreu entre outubro a fevereiro, no final da estação seca até meio da estação chuvosa.

Na estação úmida ocorre o período reprodutivo das aves, havendo maior consumo de recursos alimentares, principalmente frutos. É nessa época que as espécies zoocóricas têm seu pico de frutificação. Na Serra do Japi, entre outubro e dezembro conforme MORELLATO e LEITÃO-FILHO (1992) e de dezembro a maio em área de reflorestamento em Iracemópolis (SIQUEIRA, 2002).

Na estação seca, as espécies anemocóricas beneficiam-se da baixa umidade relativa (maturação dos frutos), queda de folhas de muitas espécies e dos ventos abundantes, dispersando seus diásporos em sua maioria entre julho e outubro (MORELLATO e LEITÃO-FILHO, 1992) e de agosto a novembro (SIQUEIRA, 2002). PENHALBER e MANTOVANI (1997) observaram nos meses de outubro e novembro do ano de estudo, o pico de dispersão dos diásporos das espécies anemocóricas. Tal fato foi decorrente de uma seca anormal no mês de novembro do ano de 1993, constituindo-se este período excepcionalmente como final da estação seca e início da estação chuvosa na área estudada. A dispersão destas sementes se dá na época de maior queda de folhas, favorecendo a dispersão dos diásporos e principalmente no início da estação chuvosa, indicando o papel da chuva na derrubada dos diásporos.

2.3 Dispersão de Sementes

A regeneração das florestas tropicais pluviais em pastos abandonados depende, entre outros fatores, da distância entre este e a fonte de sementes e do mecanismo de dispersão de sementes (KEENAN *et al.*, 1997; HOLL, 1998; GONZÁLEZ *et al.*, 2000; CUBIÑA & AIDE, 2001; INGLE, 2003; SOUZA & BATISTA, 2004). A capacidade para dispersar a longas distâncias é fator chave para o recrutamento de populações locais de plantas, especialmente em paisagens fragmentadas e, portanto, podem ter grande impacto na composição das espécies locais (OZINGA *et al.*, 2004, SOONS & OZINGA, 2005). A probabilidade de dispersão a longa distância de uma espécie dependerá de características da paisagem como estrutura da vegetação, presença de barreiras e disponibilidade de vetores de dispersão (OZINGA *et al.*, 2004).

As limitações de recrutamento e colonização são particularmente importantes em paisagens fragmentadas onde os remanescentes são pequenos, as distâncias das fontes de sementes são grandes e o banco de sementes do solo tenha decaído (MCCLANAHAN & WOLFE, 1993).

CLARK *et al.* (1998) apontaram três mecanismos como limitadores do recrutamento de sementes em áreas potencialmente receptivas: (i) limitação de fonte, que ocorre quando o recrutamento é restringido pela baixa disponibilidade na população de espécies frutificando; (ii) limitação de disseminação, que ocorre quando o recrutamento é restringido por uma falha na dispersão de sementes para locais potenciais de recrutamento; (iii) limitação de estabelecimento, quando o recrutamento é limitado por ambientes bióticos ou abióticos inapropriados. Estudos identificaram que, a chegada de sementes (o segundo mecanismo de CLARCK *et al.*, 1998), é um dos maiores fatores que limitam o recrutamento (CUBIÑA & AIDE, 2001; TERBORGH *et al.*, 2002; SHIELDS & WALKER, 2003).

De acordo com o mecanismo de Janzen-Connel de 1970 e 1971 (*apud* TERBORGH *et al.*, 2002), há um aumento da probabilidade de uma dada semente se desenvolver em plântula quando esta semente é transportada para longe da planta-mãe. Investigando as conseqüências desse modelo, TERBORGH *et al.* (2002) constatam em seu estudo que a maior parte das árvores da floresta pluvial experimenta limitação por dispersão extrema. A importância de animais como agentes dispersores em florestas tropicais é demonstrada pela observação destes autores, de que mais de 95% de todas

plântulas no sub-bosque de uma floresta peruana provém de sementes que foram transportadas para longe da mais próxima planta-mãe potencial.

Diferentes distâncias a partir de uma área-fonte levarão à diferentes composições das comunidades vegetais das áreas em regeneração. A ligação entre características de dispersão e gradientes ambientais implica que comunidades vegetais irão se diferenciar em suas respostas à fragmentação e recuperação de habitats (OZINGA *et al.*, 2004).

Dessa forma, a heterogeneidade da chuva de sementes não é simplesmente uma função da distância de um adulto, mas é, em grande parte, também dirigida pelo comportamento animal. O padrão de dispersão de sementes zoocóricas não segue uma curva de declínio suave a partir da planta mãe, mas se caracteriza por picos distintos que representam o aumento de sementes depositadas sob focos de recrutamento (McDONNELL & STILES, 1983). A distância da fonte de diásporos e a disponibilidade de animais dispersores são fatores importantes a se considerar na regeneração natural (HOLL, 1999). Em longo prazo, o declínio de vetores de dispersão específicos (aves frugívoras) resultará também no declínio da guilda de espécies regionais que dependem destes agentes (OZINGA *et al.*, 2004).

2.4 Influência do Comportamento Animal na Distribuição Espacial das Espécies Vegetais

A frugivoria influencia positivamente no recrutamento de plantas, contribuindo para germinação, estabelecimento, distribuição espacial e padrões de estrutura genética para muitas espécies de plantas (GOMES, 2002). Estudos a cerca das interações entre plantas e aves frugívoras têm ajudado a explicar a dinâmica das populações de plantas e aves em diversos habitats (LEVEY, 1990; BARNEA *et al.*, 1991, 1992; LOISELLE, BLAKE, 1994; LOISELLE, BLAKE, 1994; PIRATELLI & PEREIRA, 2002; GRAHAM *et al.*, 2002; MACHADO, 2002; LOISELLE, BLAKE, 2002; ROSA, 2003; MANHÃES *et al.*, 2003; GRIDI-PAPP, 2004). O período de maturação de frutos e sementes em uma determinada espécie parece estar relacionado não só com fatores fisiológicos como também com os ecológicos ligados à dispersão, germinação e estabelecimento de plântulas (ANTUNES & RIBEIRO, 1999), o que sugere uma co-evolução entre aves frugívoras e plantas produtoras de frutos ornitocóricos.

O estabelecimento da chuva de sementes que irá formar um ambiente de interações entre plântulas levando a manutenção do padrão de espécies arbóreas na floresta, é diretamente dependente dos agentes dispersores dessas espécies.

Os padrões de deposição de sementes não são aleatórios no tempo e no espaço. Estudos das características do comportamento de frugívoros (WHITE & STILES, 1986; SCHUPP *et al.*, 2002) e da estrutura da vegetação (McDONNELL & STILES, 1983; McCLANAHAN & WOLFE, 1987; McCLANAHAN & WOLFE 1993) têm ilustrado padrões previsíveis da deposição de sementes.

Acreditando ser a limitação de disseminação o principal fator estruturador de comunidades florestais, por afetar diretamente o recrutamento, SCHUPP *et al.* (2002) definiram mecanismos causadores da limitação de recrutamento de espécies florestais. A limitação de disseminação abriga três processos: (1) dispersão de sementes quantitativamente restrita; (2) dispersão de sementes restrita pela distância; e (3) dispersão de sementes espacialmente agrupada.

O primeiro processo diz respeito à limitação da proporção de sementes levadas para longe da planta-mãe devido à atividade dos dispersores (baixa visitação, padrões de movimentação, comportamento alimentar entre outras). A dispersão de sementes restrita pela distância (processo 2) inclui a dificuldade das sementes em serem depositadas à longas distâncias, permanecendo, em sua maioria, próximas à planta-mãe. O terceiro processo, a dispersão de sementes espacialmente agrupada, compreende que a distribuição das sementes no espaço é extremamente heterogênea, e que algumas áreas podem receber muitas sementes, enquanto outras recebem poucas ou nenhuma. Essa heterogeneidade não é somente em função da distância da planta adulta, mas principalmente devido comportamento da fauna frugívora.

O aporte de sementes no solo atinge altas densidades em locais preferidos pelos animais dispersores, abaixo de poleiros, ao longo de rotas de deslocamento, em locais de *display* reprodutivos, em latrinas, em locais de descanso, abaixo de árvores em frutificação entre outros (SCHUPP *et al.*, 2002).

UHL *et al.* (2006) constataram que a chuva de sementes não ocorre ao acaso mas sim, sob determinados tipos de plantas (400 vezes mais sementes de árvores e arbustos), as quais ofereciam algum atrativo para os animais dispersores (poleiro, alimentação ou local para nidificação).

Segundo LOVELESS & HAMRICK (1986), os mecanismos de dispersão que levam a um padrão de distribuição agrupada das plântulas são responsáveis por um aumento na estrutura genética das populações. Esse padrão de recrutamento aumentaria a heterogeneidade genética entre populações locais, já que nessas áreas de processamento de frutos (poleiros), existiriam plântulas de uma mesma espécie provenientes de diferentes plantas-mãe.

SCHUPP *et al.* (2002) afirmam que a dispersão de sementes espacialmente agrupada contribui para a origem e manutenção da elevada riqueza de espécies nas florestas tropicais. Ao concentrar as sementes em algumas poucas áreas, haveria um grande número de locais vagos potenciais para o recrutamento de espécies abundantes, ao invés de distribuí-las amplamente na paisagem, aumentando as chances de estabelecimento das espécies de baixa densidade e/ou raras.

A altura da vegetação que circunda a planta-mãe representa a possibilidade de deslocamento de muitas aves por proporcionar pontos de pouso em seu deslocamento. Os locais de deposição e as rotas influenciam o padrão de dispersão, o seu estabelecimento é afetado não só pelo substrato receptor final, como também pelo da área circundante (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000).

As aves frugívoras raramente se deslocam em áreas degradadas devido à ausência de pontos de pouso (AIDE & CAVELIER, 1994) da baixa abundância de frutos (SILVA *et al.*, 1996) e devido às condições climáticas extremas e aos maiores riscos de predação que essas aves encontram nas áreas abertas (ESTRADA *et al.*, 1997).

Nas florestas tropicais, mais de 75% das espécies vegetais possuem sementes dispersas por animais (VÁZQUEZ-YANES e JANZEN, 1991). Porém, poucos pássaros e mamíferos se aventuram em áreas abertas (SILVA *et al.*, 1996; UHL *et al.*, 1991).

Das 47 espécies de aves frugívoras observadas por SILVA *et al.* (1996) na Amazônia, apenas 15 se aventuraram em áreas de pastagens abandonadas com sucessão secundária e 3 em pastagens ativas. Uma maior disponibilidade de recursos (frutos e poleiros) e um menor gasto energético para o forrageamento foram os fatores estimulantes para movimento entre a floresta e a pastagem abandonada. As pastagens ativas formam um ambiente homogêneo muito pouco atrativo para a avifauna em comparação com as pastagens abandonadas com presença de árvores e arbustos esparsos.

Em área de cultivo de *Citrus* sp foi encontrado 85% de todas as sementes depositadas no estudo de SILVA (1999), enquanto que em área de pastagem apenas 15%, sendo que a síndrome predominante nas áreas de *Citrus* sp foi a zoocoria (52,7%), as pastagens apresentaram apenas 0,64% de sementes aportadas com esta síndrome. A presença de espécies produtoras de frutos e presença de pontos de pouso na área de citricultura, diferentemente da área de pastagem, pode ter atraído a avifauna.

A diminuição da diversidade de frugívoros pode levar a falhas nos sistemas de dispersão de espécies vegetais dependentes de animais para a disseminação de seus diásporos. Tal redução na diversidade de frugívoros pode ser resultado direto da fragmentação.

Falhas na dispersão de sementes podem afetar a abundância e distribuição espacial de árvores, o que leva a crer que a diversidade de frugívoros altera drasticamente o potencial de regeneração e a dinâmica e composição florística das florestas (BLEHER & BÖHNING-GAESE, 2001).

2.5 Dispersão de Sementes e a Recuperação de Áreas Fragmentadas

Cada situação do mosaico ambiental pode apresentar potenciais diferenciados de regeneração natural, em função de suas características de uso histórico e atual e do seu entorno, definindo assim, a sua resiliência quando incorporado o componente temporal (RODRIGUES & SHEPHERD, 2001)

A resiliência é diretamente afetada pelo banco de sementes do solo e pela proximidade de remanescentes florestais fonte de sementes que podem vir a constituir a chuva de sementes das áreas a serem recuperadas. Alguns fatores que retardam a recuperação são: falta de sementes, predação de sementes e plântulas, secas sazonais, competição com gramíneas, falta de nutrientes do solo, compactação do solo e ausência de micorrizas (PARROTA *et al.*, 1997; CUBIÑA & AIDE, 2001).

A maioria dos projetos de restauração requer um entendimento completo das condições ambientais da área antes da implementação de qualquer ação de recuperação (ZAHAWI, 2005). A recuperação de áreas alteradas próximas a fragmentos florestais depende diretamente da dispersão de diásporos de espécies provenientes dos remanescentes florestais vizinhos (ARAÚJO *et al.*, 2004).

Apesar de barreiras à dispersão existirem na natureza, a fragmentação de habitats aumentou incrivelmente o número de barreiras, levando ao isolamento de muitas espécies nativas (NOSS, 1991). O grau de isolamento pode limitar a manutenção e incremento da diversidade florística em áreas de restauração de floresta.

A diversidade florística de áreas reflorestadas é incrementada com a chegada de diásporos provenientes de remanescentes florestais primários ou secundários (INGLE, 2003; SOUZA & BATISTA, 2004), ou até mesmo de árvores isoladas (GUEVARA *et al.*, 1986; MCCLANAHAN & WOLFE, 1987; HARVEY *et al.*, 1998; HOLL *et al.*, 2000) nas suas proximidades.

Estudos em áreas de restauração observaram uma pequena fração de espécies que se estabeleciam provenientes de fontes de sementes externas (SOUZA, 2000, SORREANO, 2002). O enriquecimento das espécies nessas áreas foi fortemente limitado pela dispersão.

De acordo com o estudo de SOUZA (2000), o projeto de restauração de 1988 e 1989 nas margens da Usina Hidroelétrica de Rosana em São Paulo, se encontra comprometido, com baixa taxa de plantas em regeneração nas áreas restauradas. A regeneração natural limitada deve-se ao seu isolamento de remanescentes florestais, possíveis fonte de diásporos e animais dispersores (SOUZA, 2000). A reserva florestal mais próxima está separada da área de restauração por três km de largura do curso d'água, impossibilitando a restauração da biodiversidade pela entrada de sementes alóctones no sistema.

Em duas áreas de restauração de diferentes idades (6 e 9 anos) no estado de São Paulo, a área mais jovem, apesar de parte de suas espécies não terem atingido a fase reprodutiva, apresentou no ano de estudo, resultados mais promissores no que se refere a restauração dos processos ecológicos do que a área mais antiga (SORREANO, 2002). Isso pode se dever à área de restauração mais recente estar próxima de um remanescente florestal. Nessa área, apenas 30% das espécies amostradas na chuva de sementes corresponderam às espécies arbóreas utilizadas na implantação do projeto de restauração. Dessa forma, os autores puderam inferir que, se fontes externas de diásporos estiverem disponíveis, os restauradores devem contar com elas para garantir a restauração de alguns processos ecológicos, como a dispersão, colonização de fauna e regeneração. Essas áreas demonstraram serem vitais para a manutenção e aumento da diversidade da floresta em restauração através dos anos.

Assim sendo, a sustentabilidade dos sistemas ecológicos em áreas de restauração depende da ocupação destes ambientes por outras espécies que não as implantadas nessas áreas. Confirmando isto, estudos diagnosticaram ausência de colonização de espécies alóctones em plantios convencionais (SOUZA e BATISTA, 2004; SOUZA, 2000).

O modelo convencional de recuperação muitas vezes gera uma plantação de árvores com baixa diversidade de formas de vida, baixa complexidade florística, baixa regeneração e ausência de epífitas, o que acaba por estagnar a sucessão natural (REIS, 2006).

O conceito de contexto promove expectativas mais realísticas do desempenho de projetos de restauração, à medida que habitats isolados não funcionam como áreas restauradas contíguas a áreas mais conservadas (BELL et al., 1997).

2.6 Poleiros Artificiais

MCDONNEL & STILES (1983) constataram em campos abandonados de New Jersey, que a complexidade estrutural da vegetação permitiu que as aves pudessem deslocar-se em áreas abertas da matriz, gerando uma maior movimentação de diásporos provenientes de remanescentes florestais. Segundo os autores, quando áreas de uso intensivo são abandonadas, há inicialmente a colonização por um estrato único de herbáceas anuais e perenes. As árvores e arbustos que depois se estabelecem aumentam a complexidade estrutural da vegetação. Essas manchas mais altas em meio à matriz de espécies herbáceas funcionam como um foco de recrutamento para sementes dispersas pela avifauna.

Dentre as conclusões da Conferência do IUFRO (International Union of Forestry Research Organizations), World Bank e USDA Forest Service (International Institute of Tropical Forestry) em Reabilitação de Florestas Tropicais (in PARROTA *et al.*, 1997) a importância do aumento da complexidade estrutural é um fator “determinante do subsequente enriquecimento da biodiversidade devido à importância da heterogeneidade de habitat para os animais dispersores de sementes e heterogeneidade microclimática para a germinação de sementes”.

A presença de árvores remanescentes em pastagens pode desencadear maior deposição de sementes por funcionarem como pontos de pouso de aves e morcegos

frugívoros (VIEIRA *et al.*, 1994) que as usam para repouso (ao cruzarem de um fragmento florestal para outro), alimentação, proteção, residência ou latrina (GUEVARA *et al.*, 1986).

A deposição de sementes através de defecação e regurgitação acontece mais frequentemente quando as aves estão empoleiradas ou imediatamente depois que levantam vôo (MCDONNEL & STILES, 1983; STILES & WHITE, 1986). A localização de pontos de pouso é um determinante na localização da deposição de sementes (MCDONNEL & STILES, 1983; STILES & WHITE, 1986; GUEVARA & LABORDE, 1993; HOLL, 1998).

Buscando diagnosticar as diferentes respostas da avifauna às alterações antropogênicas de seu habitat natural, ESTRADA *et al.* (1997) realizaram censos em fragmentos florestais, em áreas de agricultura com presença de árvores e sem presença de árvores, em cercas-vivas e em pastagens de Los Tuxtlas, México. Além das áreas florestadas, 70% das espécies estavam presentes em algum outro habitat estudado, o que demonstra a plasticidade da avifauna ao explorar as diferentes oportunidades existentes na paisagem fragmentada. As cercas-vivas foram intensamente visitadas por espécies de aves, 43% do total de espécies amostradas em todos os habitats, sendo que destas, 93% eram aves do interior da floresta, aumentando, quando terminavam em bordas dos fragmentos, a conectividade biótica da área.

Como estratégia de restauração de habitats, MCDONNEL & STILES (1983) e, posteriormente, MCCLANAHAN & WOLFE (1987), sugeriram o uso de poleiros artificiais para aumentar o aporte de sementes em áreas abertas.

YARRANTON E MORRISON (1974), objetivando esclarecer o mecanismo de sucessão através de estudo detalhado do padrão vegetacional em cada estágio sucessional entre as espécies colonizadoras (Grupo I) e as persistentes (Grupo II), definiram o processo de nucleação. Utilizaram para tanto área de dunas de areia em Ontário com idades entre 800 anos e 1900 anos. Os autores observaram que a substituição do Grupo I pelo Grupo II não ocorreu de maneira uniforme em toda área. Perceberam também que indivíduos de uma espécie arbórea do Grupo I, *Juniperus virginiana* sempre se encontravam associados a manchas em estágio inicial de espécies do Grupo II. A transição acontecia com o estabelecimento de plântulas de espécies persistentes sob indivíduos adultos de *J. virginiana*. As condições microclimáticas abaixo dessas plantas eram mais amenas além da existência de acumulação de

serrapilheira e formação de húmus com altos níveis de nutrientes. Desta forma, pode-se concluir que mudanças nas condições ambientais trazidas com a presença de *J. virginiana* são cruciais para o estabelecimento de espécies persistentes. Ela comporta-se como um centro de estabelecimento e um núcleo para a formação subsequente de manchas de espécies persistentes.

Inspirado na teoria da nucleação (YARRANTON e MORRISON, 1974) REIS *et al.* (2003) apresentam técnicas de restauração denominadas de técnicas nucleadoras de restauração, as quais funcionariam como “gatilhos ecológicos” que disparam e aceleram a sucessão natural. A nucleação propicia uma melhoria nas condições ambientais tais como abrigo, umidade, sombreamento, disponibilidade de nutrientes e pontos de pouso, que pode restituir a teia alimentar e o fluxo gênico das populações o mais próximo possível das condições originais, aumentando a ocupação deste ambiente por outras espécies (BECHARA, 2006).

Em diferentes áreas fitogeográficas, cerrado, restinga e floresta semidescidual, BECHARA (2006) avaliou a potencialidade das seguintes técnicas nucleadoras: enleiramento de galharia, semeadura direta de espécies nativas herbáceo-arbustivas, cobertura com gramíneas e leguminosas exóticas anuais, plantios de mudas de árvores em grupos de Anderson, resgate de plântulas naturais sob talhões de *Eucalyptus*, transposição de chuva de sementes e serapilheira, poleiros artificiais (poleiros secos e vivos), e transposição de solo. Os poleiros artificiais se mostraram potenciais para a formação de banco de sementes e recrutamento de núcleos de plântulas em todos os meses do ano nas áreas em restauração. Contribuíram com uma diversidade de plantas com padrão fenológico seqüencial, levando à manutenção de fauna na área.

Poleiros artificiais funcionam como “agentes nucleadores de diversidade”, levando à aceleração da sucessão ecológica em paisagens fragmentadas dominadas por vegetação de baixa diversidade por serem focos de recrutamento de plantas com sementes dispersas por aves e morcegos. Comparando-se ao plantio tradicional de espécies arbóreas, desprendem menor energia humana e capital, além de possibilitar o estabelecimento de um ecossistema mais semelhante ao original em composição florística e processos ecológicos (MCCLANAHAN & WOLFE, 1993). O uso de poleiros artificiais pode ser aplicado imediatamente, criando ilhas de vegetação que podem conectar habitats, substituindo as caras e intensivas técnicas de restauração.

Esforços para facilitar o recobrimento vegetal devem focar em estratégias para elevar a dispersão de sementes, como o plantio de mudas nativas para melhorar a arquitetura de dossel, cercas-vivas e instalação de poleiros para aves e introdução de espécies que atraíam a fauna dispersora (HOLL, 1998; TOH *et al.*, 1999; ZAHAWI, 2005; ZANINI & GANADI, 2005).

Avaliando a dispersão e germinação sementes ornitocóricas através de implementação de árvores mortas funcionando como poleiros artificiais, MCCLANAHAN & WOLFE (1993) registraram um total de sementes 150 vezes maior na presença de poleiros.

Estudando a influência de poleiros artificiais feitos de bambu na dispersão de sementes em mata ciliar no cerrado, MELO (1997) observou deposição de sementes sob os poleiros superior a 90% do total em relação às áreas testemunhas, comprovando a sua eficiência como focos de recrutamento de sementes zoocóricas.

Ao investigar a visitação de aves, deposição de sementes e estabelecimento de plântulas sob dois tipos de poleiros artificiais (“ramos naturais” e “varas em cruz”), HOLL (1998) também constatou número significativo de sementes dispersas por animais, porém não observou diferença significativa no estabelecimento de plântulas em pasto aberto e sob estas estruturas.

A demanda de conhecimento gerada pela sociedade, para reversão dos problemas ambientais, tem suscitado a criação de novas técnicas e estratégias de recuperação e de reabilitação de áreas degradadas, assim como dos ecossistemas intensamente modificados pela atividade antrópica (VALCARCEL & SILVA, 2000). REIS (2003) aponta como técnica de restauração ecológica, a implantação de poleiros artificiais que podem ser utilizados como ferramentas para a recuperação de áreas degradadas. O aumento da entrada de sementes nos pastos abandonados através da atração da avifauna acelera o processo de sucessão vegetal (HOLL, 1998, CUBIÑA & AIDE, 2001).

O uso de poleiros artificiais concomitante a outras técnicas nucleadoras parece ser o mais indicado para assegurar a entrada de sementes com alta diversidade em áreas perturbadas aumentando a eficiência da restauração ecológica almejada.

Poucos estudos envolvendo essas estruturas foram desenvolvidos em áreas tropicais (MELO, 1997, HOLL, 1998, ZANINI & GANADI, 2005 e BECHARA,

2006), sendo importante a avaliação da eficácia do uso destas estruturas para a recuperação de áreas degradadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

3.1.1 Localização

Este estudo fez parte do projeto “Recomposição da Bacia do Rio Guandu” através do convenio ANEEL–SFE/FAPUR–UFRRJ e foi desenvolvido nos municípios de Seropédica e Queimados na porção média da Bacia do rio Guandu localizada na microrregião Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro, situado a 22°44'38" S e 43°42'27" W.

Os experimentos foram instalados ao longo das margens do rio Guandu no entorno da Usina Termelétrica Barbosa Lima Sobrinho de propriedade da Petrobrás AS (Área 1 e Área 2), localizada no km 200 da Via Dutra, Município de Seropédica (RJ) e Cerâmica Vulcão em Engenheiro Pedreira, município de Queimados (RJ) (Área 3) (Figura 1).

A pesquisa abrangeu duas tipologias: (a) duas áreas de recuperação ambiental com idades de 6 (Área 1) e 4 anos (Área 2) situadas à margem direita do rio Guandu; (b) fragmento florestal e pasto adjacente (Área 3) situado na margem esquerda do rio Guandu, no município de Queimados. As áreas de recuperação e o fragmento distam 7 km entre si, sendo a matriz ambiental formada por área degradada dominada por *Brachiaria decumbens* e *Sidastrum micranthum*.

Os plantios das áreas de recuperação foram realizados em 2002 (Área 1) e 2004 (Área 2) ocupando 5 e 12 ha respectivamente e distando 815 m entre si. Na Área 2 foram utilizadas 48 espécies arbóreas nativas, plantadas em diferentes espaçamentos (Anexo C). Em ambas as áreas, linhas de espécies pioneiras foram implantadas seguidas de outra intercalando pioneiras e não pioneiras. Nas entrelinhas há a presença de herbáceas invasoras como o capim colônia (*Panicum maximum*), que são mais abundantes na Área 2, de implantação do reflorestamento mais recente. Capinas sucessivas foram realizadas durante os anos de 2006 e 2007.

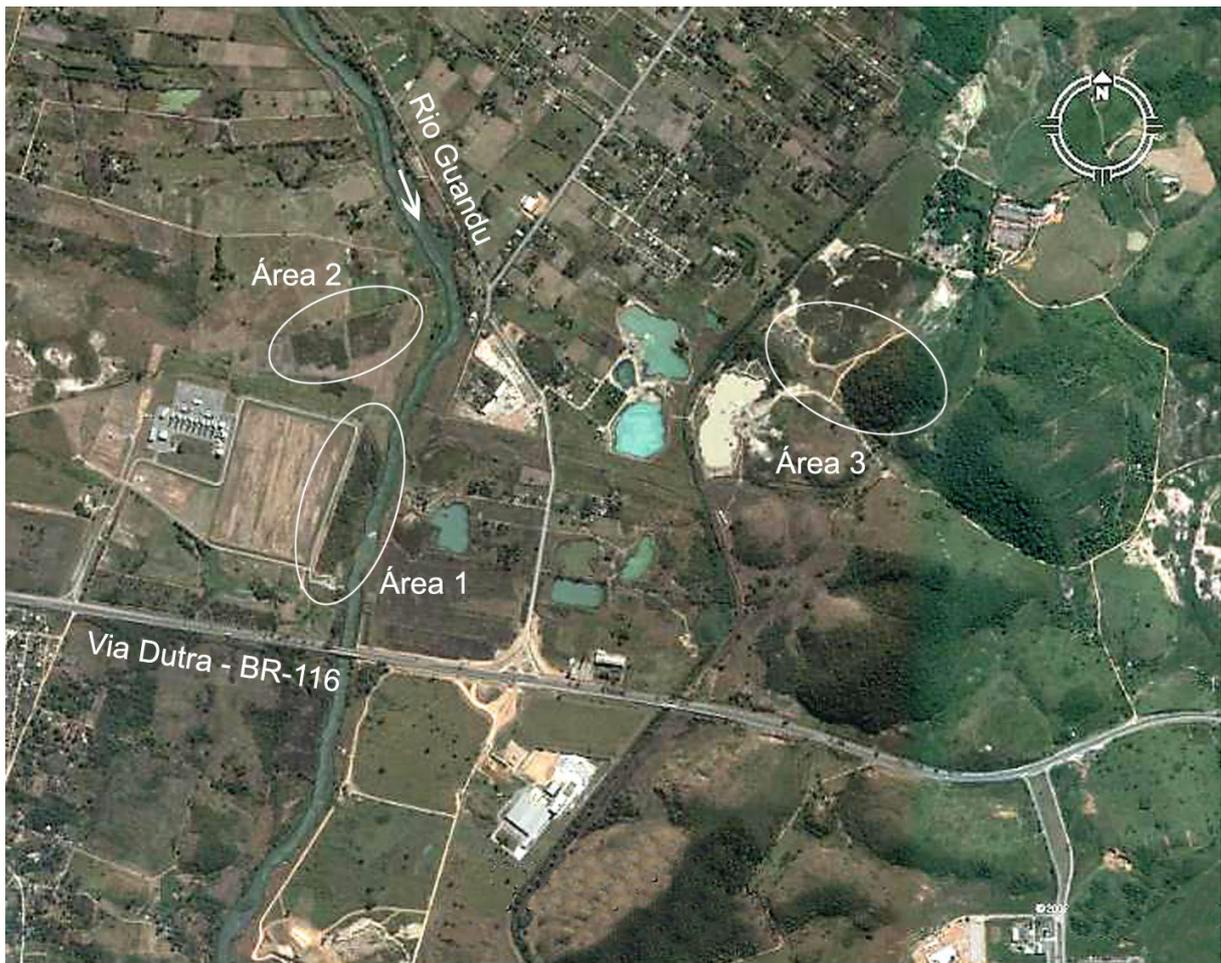


Figura 1 – Croqui de localização das áreas de estudo. Foto aérea da Usina Termelétrica Barbosa Lima Sobrinho, município de Seropédica e remanescente florestal localizado em Queimados, RJ. Área 1 (reflorestamento de 2002), Área 2 (reflorestamento de 2004) e Área 3 (fragmento florestal e pasto adjacente). Fonte: GoogleEarth.

O fragmento florestal estudado possui 9,4 ha e 1.182 m de perímetro. A vegetação, classificada de acordo com o sistema de classificação do IBGE (IBGE, 1993), é do tipo Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Figura 2).

Através de levantamento fitossociológico das espécies arbustivo-arbóreas (DAP > 5 cm) realizado em dezembro de 2007, foram amostrados neste fragmento florestal 524 indivíduos representando 31 famílias botânicas e 88 espécies (T.P.P. ALVERGA, dados não publicados). As sete espécies mais abundantes foram: *Astrocarium aculeatissimum* (Arecaceae), *Alseis* sp. (Rubiaceae), *Myrcia fallax* DC, (Myrtaceae), *Psychotria* sp. (Rubiaceae), *Erythroxylum pulchrum* (Erythroxylaceae), *Maytenus robusta* (Celastraceae) e *Tabebuia chrysotricha* (Bignoniaceae). Essas espécies perfizeram 33,4 % (175) do total de indivíduos.

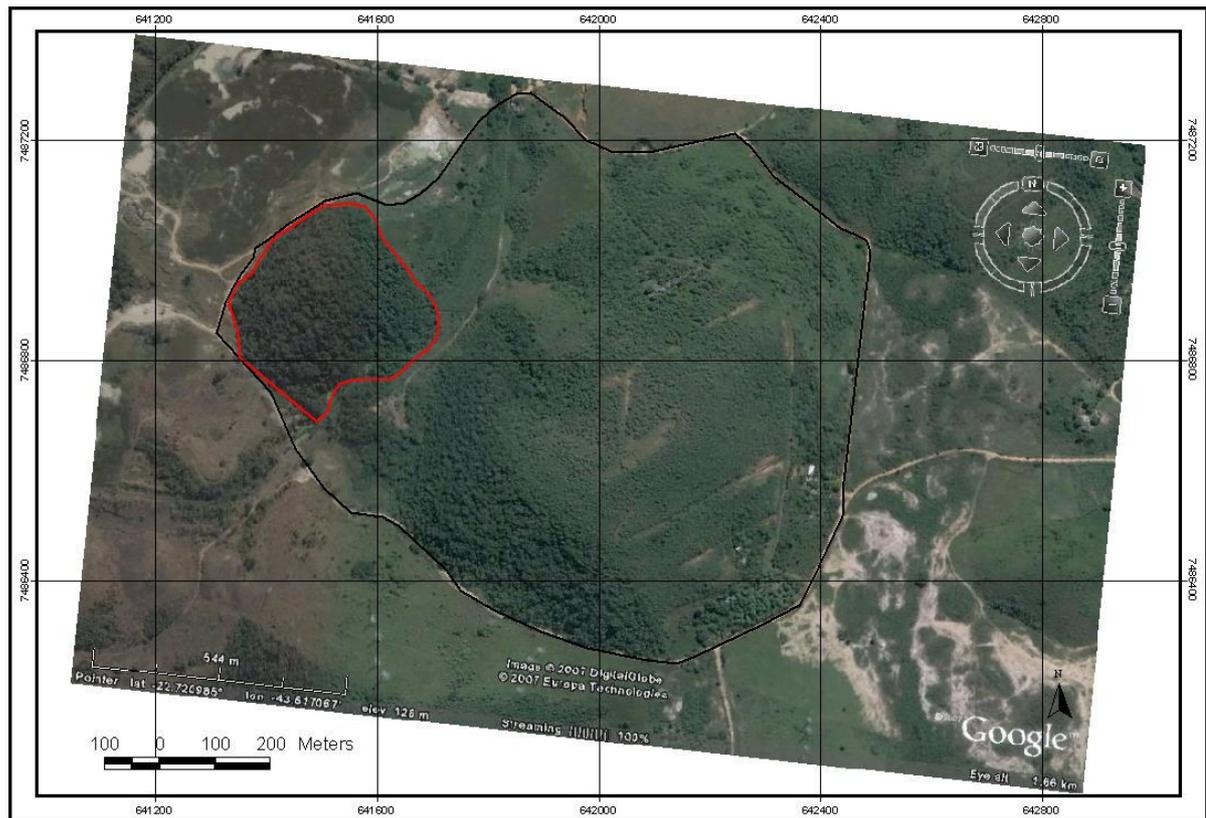


Figura 2 – Croqui de localização do fragmento florestal estudado (área cuja margem está contornada na cor vermelho) a partir de foto aérea de remanescente florestal localizado em Queimados, RJ. Fonte: GoogleEarth.

Por suas características fisionômicas, o fragmento florestal estudado pode ser subdividido em faces distintas devido a características moldadas por diversos fatores físicos e climáticos que influenciam de maneira diferenciada na fisionomia da floresta. A face norte e o topo do morro se encontram altamente degradados, com presença de indivíduos arbóreos mortos devido à um incêndio ocorrido durante o estudo, em setembro de 2007.

A face oeste, em seu terço inferior e médio da encosta, apresenta influência moderada do fogo, com parte da regeneração afetada pelo mesmo (Figura 3). As faces leste e a sudeste estão localizadas nas proximidades de um vale úmido devido à presença de zona de alagamento de difícil acesso, o que confere maior proteção a essas faces.

Apesar da susceptibilidade a perturbações na área, T.P.P. ALVERGA (dados não publicados) constatou diversidade florística moderada a alta ($H' = 3,90$),

comparando-se com os trabalhos no estado do Rio de Janeiro em região na Floresta Atlântica (MARTINS, 1993; GUEDES, 1988; GUEDES-BRUNI *et al.*, 1998).

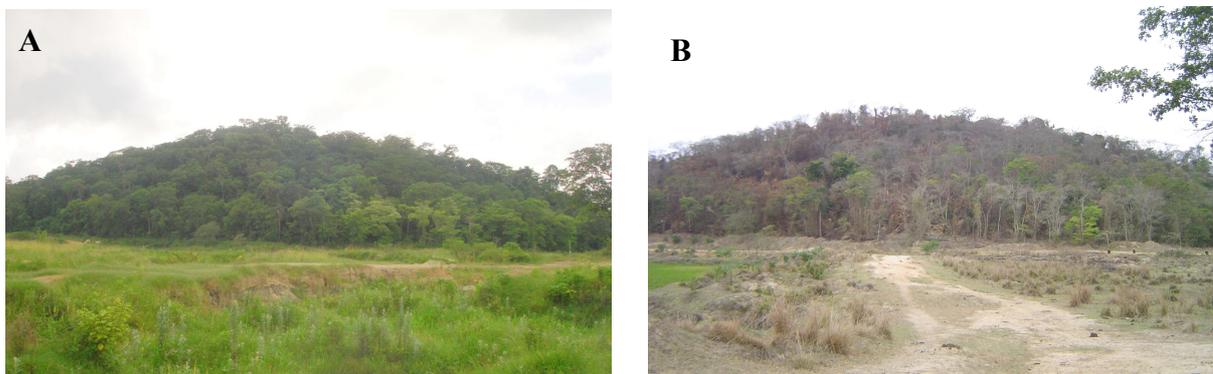


Figura 3 – Vista da face oeste do remanescente florestal e pasto adjacente onde foram instaladas as linhas com poleiros artificiais (Área 3) antes (A) e depois (B) do incêndio ocorrido em setembro de 2007, Queimados, RJ.

O pasto estudado situa-se no entorno do fragmento florestal, fazendo limite com sua face oeste. Esta área foi anteriormente utilizada em atividades de mineração, onde foram escavadas áreas para retirada de areia formando pequenas lagoas. A maior delas é visitada frequentemente por invasores que a utilizam para fins de pesca e recreação. A vegetação presente no pasto é composta basicamente de gramíneas e espécies invasoras (*Brachiaria decumbens*, *Chromolaena maximiliani*, *Eupatorium laevigatum* e *Sidastrum micranthum*) com arbustos esparsos de altura inferior a dois metros como *Ludwigia octovalvis*, *Jatropha curcas* e *Solanum palinacanthum*.

No pasto adjacente ao fragmento florestal há a presença de uma árvore isolada de *Ficus gomelleira* e mancha de vegetação de 905 m de perímetro e cerca de 45 m de espessura. (Figura 4).



Figura 4 - Vista frontal da mancha de vegetação localizada a 50 m de duas das linhas experimentais da Área 3, Queimados, RJ.

A composição florística e estágio regenerativo da mancha de vegetação, apresenta um gradiente de riqueza no sentido sudeste-noroeste (Figura 7). A extremidade sudeste é a porção mais empobrecida da mancha de vegetação com a presença de apenas três espécies arbóreas (*G. integrifolia*, *Casearia sylvestris* e *Trema micrantha*) e de regeneração pouco abundante, consistindo das espécies regenerantes arbóreas *G. integrifolia*, *C. sylvestris*, *Trema micrantha* e *Guarea guidonea*. A partir da área localizada em frente à linha L4 em direção à extremidade noroeste, a mancha se encontra mais adensada e com regeneração mais abundante (*Albizia polycephala*, *Casearia* sp., *Cecropia pachystachya*, *Erytroxylum pulchrum*, *Tabernaemontana laeta*, *Trichilia* sp e *Solanum* sp.) conforme observação pessoal (Anexo B).

3.1.2 Clima

O clima na região pertence à Classe Aw, segundo a classificação de Köppen (BRASIL, 1980), sendo caracterizada por uma pequena estiagem nos meses do inverno (junho, julho e agosto) e temperaturas médias elevadas (acima de 18°C) o ano inteiro. O período de precipitação pluviométrica máxima vai de dezembro a março (verão) e o de precipitação mínima, de junho a agosto (inverno). O mês mais seco é julho, com uma precipitação média mensal de 50 mm, e o mais chuvoso é janeiro, com média mensal de 300 mm, possuindo precipitação média anual inferior a 1.200 mm (PENNA, 2006).

Segundo dados dos últimos quatro anos da estação meteorológica onde se encontram as áreas de recuperação, a temperatura média máxima anual é de 29,3°C, sendo a média mínima de 20,4°C e temperatura média anual de 24,5°C. A precipitação média é de 1.326 mm anuais, com maior concentração de chuvas no período de outubro a março, e baixa incidência em julho e agosto (NASCIMENTO, 2007).

3.1.3 Características ambientais

Os fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica da Bacia Hidrográfica do Guandu possuem altitude variando desde 20 m até 1500 m, e possuem declividade variando desde 2,5% até >80% (GONÇALVES, 2007). As características litológicas das áreas de Floresta Atlântica estão relacionadas à ocorrência de granitos, rochas

ortoderivadas, rochas básicas e alcalinas, os charnokitos e os depósitos de talus. Sua geomorfologia esta associada a localização das bordas de planalto estrutural, reversos de planaltos, as encostas estruturais, os vales, as escarpas falhadas, os interflúvios estruturais, nas colinas e nos patamares de vale estrutural (GONÇALVES, 2007).

3.1.3 Histórico de uso do solo na região

Três marcos ou ciclos, a partir da ocupação portuguesa, se desenvolveram na região da Bacia Hidrográfica do Guandu (PENNA, 2006): 1) Marco agrícola, iniciado pelos jesuítas em 1616, quando foram realizadas intervenções como: aberturas de rios, canais, valas e valetas, construção de diques utilizando o material retirado das valas e, ainda, represamento por meio de sistema de comportas para épocas de estiagem; 2) Marco sanitarista a partir de 1940, no qual o saneamento das baixadas foi deflagrado como consequência de grandes epidemias, com obras para drenagem de extensos brejais típicos das regiões de baixada e 3) Marco de desenvolvimento industrial, com a proposta de implantação do porto de Sepetiba. Com o declínio da economia agrícola, na década de 1950, surgiram inúmeros loteamentos para incorporar o subúrbio à metrópole.

Através do mapeamento dos tipos de uso do solo no território fluminense e identificação de fragmentos florestais na região, o a Fundação Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro (CIDE) gerou o modelo Corredores Prioritários para a interligação de Fragmentos Florestais (CPIF) para a seleção de áreas de reflorestamento. De acordo com o modelo, Seropédica necessitaria implantar 170 hectares de corredores ecológicos, o que representa 0,6% da área total do município, enquanto o município de Queimados, deveria implantar 134 ha de corredores ecológicos, 1,8% de sua área total. (TCE-RJ, 2007).

Com base na análise dos Índices de Qualidade de Uso do Solo e da Cobertura Vegetal (IQUS) dos municípios da Bacia do Rio Guandu, em Seropédica, as áreas de vegetação secundária fora reduzidas de 13% para 7% com expansão das áreas agrícola e urbana. Em Queimados, de 1994 a 2001 ocorreram grandes reduções de vegetação secundária (de 11% para 2% do território municipal) contra forte crescimento urbano e implantação da agricultura (*op cit*, 2007).

3.2 Instalação dos Experimentos e coleta dos dados

3.2.2 Áreas de recuperação

Para avaliação do efeito da revegetação no aporte de diásporos, foram selecionadas duas áreas de restauração em que foi usado o espaçamento tradicional 3 x 2 m (Figura 5). A Área 1 no reflorestamento implantado em 2002 e Área 2 no reflorestamento implantado em 2004 na Usina Termelétrica Barbosa Lima Sobrinho. No interior de cada área, a 20 m da borda, foram instaladas quatro linhas paralelas, distantes 10 m entre si. Em cada linha foram dispostos quatro coletores a cada 10 m, totalizando 16 coletores por área de estudo.



Figura 5 – Detalhe de coletores de sementes instalados na Área 1 e Área 2

A coleta dos dados da chuva de sementes aportada nos coletores instalados nas áreas de recuperação se processou da mesma forma que no Fragmento e área degradada (Área 3).

3.2.1 Fragmento e área degradada

Os poleiros foram montados com varas de bambu de 4,80 m de comprimento, alocando-se quatro lugares para pouso formados por duas hastes perpendiculares entre si e ao eixo vertical. A haste central do poleiro foi enterrada a 0,80 m de profundidade. Os locais de pouso foram dispostos nas alturas de 3 e 3,5 m do solo. O primeiro local de pouso tem comprimento de 1 m e o segundo ponto 0,50 m de comprimento (Figura 6). Os poleiros artificiais foram instalados em linhas experimentais no pasto contíguo ao fragmento florestal (Figura 7).

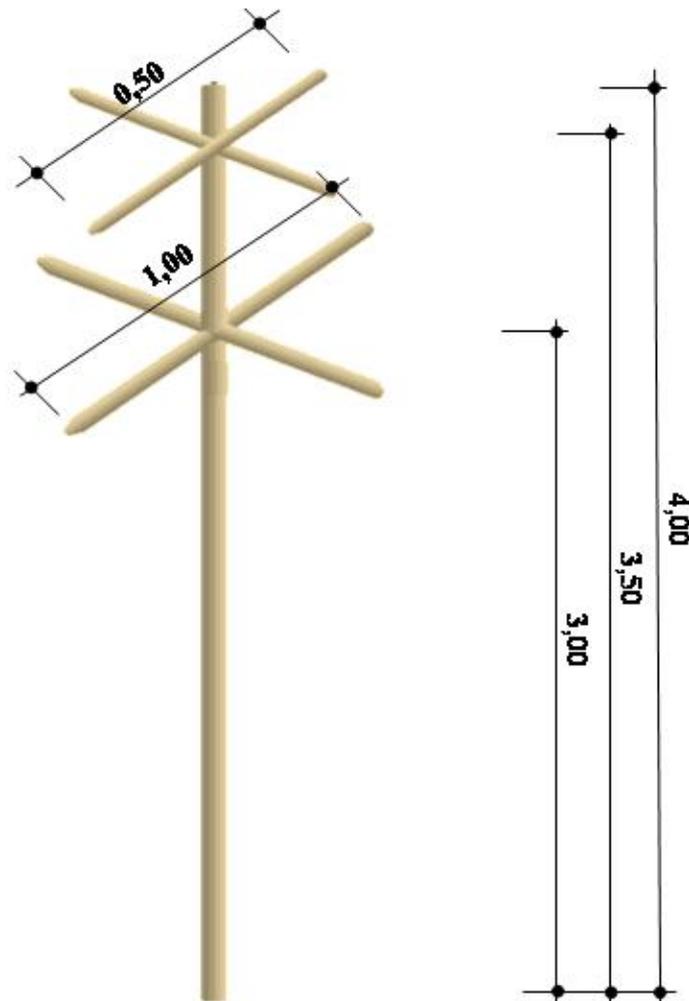


Figura 6 - Representação esquemática do poleiro utilizado no experimento (m = metros).

Na Área 3 foram estabelecidas 5 parcelas lineares, perpendiculares a borda do fragmento florestal. Em seu interior, uma linha foi instalada a 20 m da borda (linha L1) e, quatro linhas a 20 (L2), 100 (L3), 200 (L4) e 300 m (L5) a partir de sua borda, em direção à matriz circundante ao fragmento. Os poleiros foram instalados nas linhas L2 a L5, correspondente às linhas presentes no pasto. Paralelamente entre a borda do fragmento florestal e a linha L2 uma estrada era utilizada por caminhões para transporte de areia. A estrada próxima às outras linhas experimentais já não era mais utilizada por veículos quando do começo do estudo por terem sido cessadas as atividades de extração na lagoa localizada à nordeste das linhas experimentais. Essa lagoa era visitada por pescadores na área imediatamente próxima à linha L5. Além do fragmento florestal, constavam da paisagem onde o estudo foi realizado uma mancha de vegetação próxima

às linhas L4 e L5 e uma árvore isolada de *Ficus gomelleira* próxima à linha L3 (Figura 7).



Figura 7 - Croqui de localização realizado a partir de foto aérea da Área 3, Queimados, RJ. A linha pontilhada demarca a mancha de vegetação localizada em meio a matriz circundante. Contígua a linha L3 uma seta indica a presença de árvore isolada de *Ficus gomelleira*. Localizada à nordeste do pasto estudado se encontra lagoa anteriormente utilizada para mineração. Fonte: GoogleEarth.

As linhas situavam-se a diferentes distâncias do remanescente florestal e da mancha de vegetação presente em meio a matriz degradada e próxima às linhas L4 e L5 (Tabela 1).

Tabela 1 – Distâncias (m) entre as linhas estudadas em relação ao fragmento florestal e à mancha de vegetação localizada em seu entorno, Queimados, RJ.

Linha	Distância do fragmento florestal (m)	Distância da mancha de vegetação (m)
L1	Interior do fragmento, a 20 m da borda	195
L2	20	155
L3	100	80
L4	200	50

A figura 8 mostra, a 50 m à esquerda da linha experimental L4, a mancha de vegetação existente próxima as linhas L4 e L5, Cerâmica Vulcão, Queimados, RJ.



Figura 8 – Linha experimental L4 situada a 200 m da borda do fragmento florestal estudado.

- **Chuva de sementes**

Em cada linha foram dispostos 4 coletores de sementes. As linhas localizadas na matriz ambiental (L2, L3, L4 e L5) tinham 20 m de comprimento e a presença de três poleiros distando 10 m entre si (Figura 9). Os coletores circulares foram confeccionados de tecido lycra, medindo 0,25 m de raio, totalizando área de 0,1925 m². De acordo com a distribuição dos coletores nas linhas, dois deles foram instalados sob os poleiros da extremidade e os demais, sem poleiros (Figura 9). Para fins de análise estatística, os coletores sem poleiros foram considerados como testemunha, para avaliar o aporte de sementes sem a utilização de poleiros.

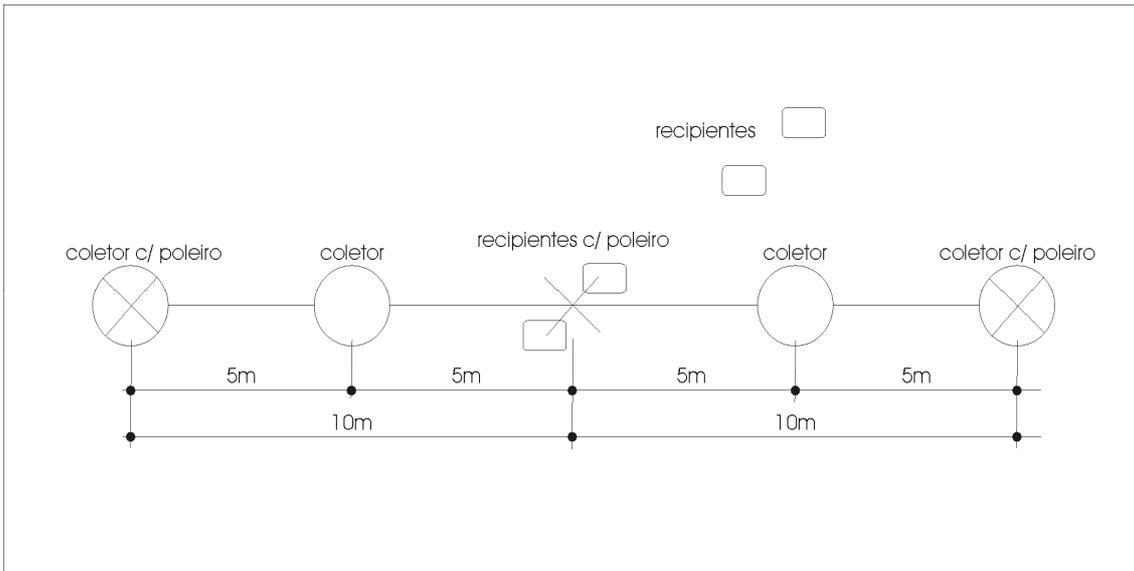


Figura 9 – Disposição dos coletores, poleiros e recipientes nas linhas instalados no pasto (L2, L3, L4 e L5)

Na linha L1, instalada no interior do fragmento, foram dispostos apenas os coletores de sementes distantes 5 metros entre si, o comprimento da linha totalizando 15 m (Figura 10).

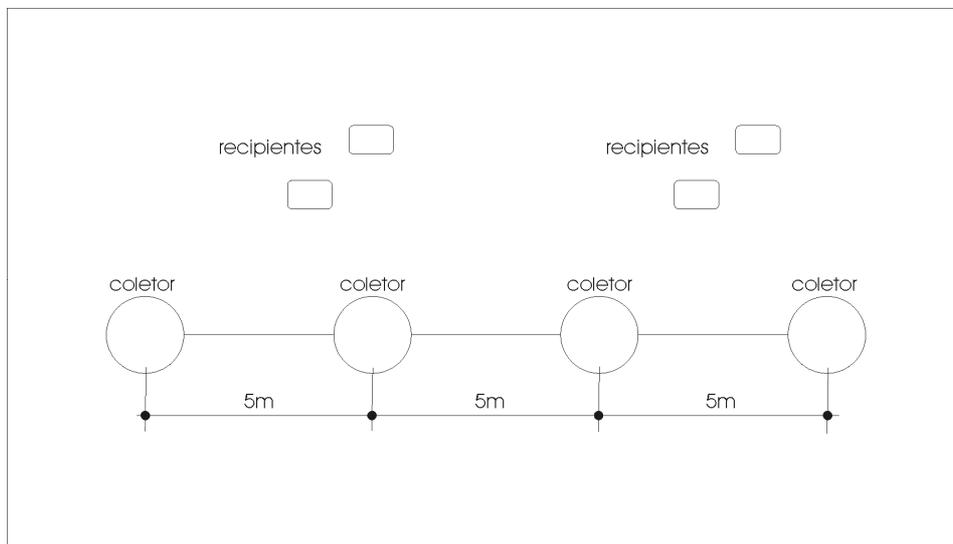


Figura 10 – Disposição dos coletores e recipientes na linha instalada no interior do fragmento, a 20 m de sua borda (L1).

No total foram efetuadas onze coletas de material. Como no mês de fevereiro/2007 não houve coleta o período de estudo foi de novembro/2006 a janeiro/2007 e março/2007 a outubro/2007.

A análise da chuva de sementes aportada nos coletores instalados, tanto no experimento com poleiros quanto nas áreas de recuperação ambiental, foi efetuada através de coletas mensais do material aportado e, posteriormente, encaminhada ao Laboratório de Pesquisa e Estudos em Reflorestamento (LAPER) da UFRRJ (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro). O material foi seco ao ar, sendo triado para separar a fração sementes do restante e acondicionado em sacos de papel.

As sementes foram organizadas em um mostruário de sementes e classificadas por morfoespécie, sendo posteriormente identificadas quando possível, com o auxílio do catálogo de sementes do LACON e apoio de bibliografia específica. Para facilitar a identificação das morfoespécies encontradas, quando o número de sementes excedia três indivíduos procedeu-se o plantio em tubetes com substrato de areia, argila, terra de subsolo e vermiculita (1:2:3:1) devidamente identificados. Foi efetuado o registro fotográfico de todas as morfoespécies em porte de plântula. Quando as plântulas emergidas atingiram altura de 50 cm, as plântulas foram retiradas, mensuradas e herborizadas, com a montagem de mostruário de plântulas para permitir posterior identificação morfológica da espécie. Com o mesmo intuito também foram coletados materiais botânicos férteis durante os meses de estudo, sendo estes e acrescentados ao mostruário de sementes.

As morfoespécies obtidas foram digitalizadas com o uso de scanner de mesa marca HP Scanjet 2400, com resolução óptica 1200x1200 DPI tendo como plano de fundo escala de 1 x 1 cm e disponibilizadas em mostruário eletrônico de consulta pública para auxílio a futuros trabalhos que necessitem identificação de sementes (<http://www.flickr.com/photos/21112289@N08/>). As imagens das morfoespécies em porte de plântula também foram disponibilizadas no mostruário eletrônico.

Cada morfoespécie foi classificada por síndrome de dispersão, considerando-se o tamanho da semente, cor e sua morfologia. As morfoespécies foram classificadas de acordo com VAN DER PIJL (1982) em anemocóricas, cujas sementes são dispersas pelo vento; zoocóricas, aquelas que apresentam características de dispersão por animais e autocóricas, cujas sementes são dispersas pela gravidade ou deiscência explosiva. Por terem sido encontradas e identificadas duas espécies epizoocóricas (diásporos dispersos no exterior do corpo do animal através de estruturas adesivas), esta subdivisão da síndrome de dispersão zoocórica foi incluída na classificação. Cada espécie foi igualmente classificada quanto ao hábito (herbácea, arbustiva, arbórea e liana) e quanto

à sua classe sucessional (pioneira e não pioneiras; secundária inicial e secundária tardia). As espécies identificadas tiveram a sua classificação confirmada ou verificada na bibliografia (GANDOLFI, 1991, MORELLATO & LEITAO-FILHO, 1992; LORENZI 2000; NAVE, 2005; HARDT *et al.*, 2006; KINOSHITA *et al.*, 2006). A identificação das espécies quanto às respectivas famílias botânicas foi feita segundo o sistema de classificação APG II (Angiosperm Phylogeny Group APG II, 2003).

- **Estabelecimento de plântulas**

Para observação do potencial de estabelecimento das plântulas provenientes da chuva de sementes na Área 3, no poleiro central de cada linha foi delimitada uma área de 1 m², dividida em quatro quadrantes de 0,5 x 0,5 m, tendo o poleiro como centro. Em dois desses quadrantes foram instaladas duas bandejas plásticas perfuradas para escoamento da água da chuva, tendo como substrato areia lavada (Figura 9). O conteúdo de cada conjunto de duas bandejas era combinado e totalizavam 0,066 m² de área. Como testemunhas, duas bandejas plásticas foram alojadas em pontos na linha sem a presença dos poleiros ou de coletores. Na parcela L1, no interior do fragmento, dois conjuntos de bandejas plásticas foram posicionados entre o par de coletores das extremidades da linha experimental (Figura 10).

A cada dois meses, os recipientes para avaliação do estabelecimento de plântulas instalados na Área 3 foram removidos e levados para o viveiro do Instituto de Florestas da UFRRJ e distribuídos em canteiros. A emergência de plântulas de lianas, arbustivas e arbóreas foi acompanhada, contabilizando-se quinzenalmente o número de plântulas e o número de morfoespécies de plântulas obtidas.

As plântulas emergidas foram repicadas em tubetes no viveiro e devidamente identificadas, sendo então efetuado o registro fotográfico de todas as morfoespécies. Quando as plântulas emergidas atingiram altura de 50 cm, foram retiradas, mensuradas e herborizadas, com a montagem de mostruário de plântulas para permitir posterior identificação morfológica da espécie.

Para facilitar a identificação das espécies foram efetuadas observações no campo sobre a presença de indivíduos em estágios avançados (jovens ou adultos) da plântula coletada e consulta aos especialistas do Herbário do Instituto de Botânica da UFRRJ. A

classificação das espécies quanto às respectivas famílias botânicas foi realizada segundo o sistema de classificação APG II (2003).

As plântulas foram fotografadas e suas imagens disponibilizadas em mostruário eletrônico de consulta pública para auxílio a futuros trabalhos (<http://www.flickr.com/photos/21112289@N08/>).

Para o preparo das exsicatas das plântulas foi utilizado o protocolo estabelecido por GOMES (2005) realizando-se os seguintes procedimentos:

- a) Coleta de no mínimo cinco exemplares da mesma planta, quando possível, a fim de garantir a confecção de duplicatas;
- b) Coleta das plântulas com no mínimo dois pares de folhas definitivas e/ou plântulas com até 0,50 m de altura.
- c) Assegurar a coleta da plântula preservando o seu sistema radicular;
- d) Descrição do material coletado informando: Raízes (Forma e Coloração); Hipocótilo e Epicótilo (Forma, Tipo de indumento-Glabro/Piloso e Coloração); Colo e Caule (Forma e Coloração); Cotilédones (Coloração, Consistência, Presença de pecíolo, Forma do limbo, Nervação, Margem, Ápice e Base); Tipo de germinação; Gerações foliares (Número e seqüência de gerações foliares); Presença de exudatos (consistência; cor); Presença de cheiro, glândulas, como demais estruturas anatômicas que podem servir como critério de identificação.

Para cada tratamento (com e sem poleiros), as espécies de plântulas encontradas foram classificadas quanto à síndrome de dispersão de suas sementes, classe sucessional (pioneira ou secundária inicial e secundária tardia) e forma de vida (árvore, arbusto ou liana) de acordo com bibliografia consultada (GANDOLFI, 1991; MORELLATO & LEITAO-FILHO, 1992; LORENZI, 2000; NAVE, 2005; HARDT *et al.*, 2006; KINOSHITA *et al.*, 2006).

A primeira coleta dos recipientes para avaliação do estabelecimento das plântulas provenientes de sementes dispersas na Área 3 ocorreu em março de 2007, e posteriormente, bimensalmente até novembro do mesmo ano. Como a emergência da maioria das plântulas se processou de 2 a 4 meses da data da coleta, foram considerados neste estudo apenas os dados até setembro de 2007.

3.5 Análise de Dados

3.5.1 Áreas de recuperação

- **Dispersão de sementes**

A abundância de sementes (número de sementes) e a riqueza de espécies de sementes (número de morfoespécies de sementes) foram registradas mensalmente durante 9 meses em cada linha experimental. A abundância de sementes foi calculada em relação à área da superfície de coletor, gerando o número de sementes/m² e sementes/m²/ano. Para fins de apresentação do aporte de diásporos pelas espécies foi utilizado o número absoluto de sementes obtidas.

A similaridade entre as áreas de recuperação foi avaliada empregando-se análise de agrupamentos com Bray-Curtis como método de distância e flexível-beta como ligação, com o uso do pacote PC-ORD 4.0 (MacCUNE & MEFFORD 1997). Para esta análise foi utilizado o número diásporos/m²/ano das espécies arbustivas, arbóreas e lianas obtido na chuva de sementes.

- **Classificação das espécies**

Com base nas síndromes de dispersão predominantes em cada área foi calculado o número de sementes/m² por área (Área 1, Área 2). O número de espécies obtido em cada guilda foi comparado testando-se a sua variação entre as áreas empregando-se o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov para avaliar a diferença na sua densidade, calculado com o programa Statistix 8 (ANALYTICAL SOFTWARE 2003).

3.5.2 Fragmento e pasto

- **Dispersão de sementes**

A abundância de sementes (número de sementes) e a riqueza de espécies de sementes (número de morfoespécies de sementes) foram registradas mensalmente durante 11 meses em cada linha experimental. A abundância de sementes foi calculada em relação à área da superfície de coletor, gerando o número de sementes/m² e sementes/m²/ano. Para fins de apresentação do aporte de diásporos pelas espécies foi utilizado o número absoluto de sementes obtidas.

O cálculo do número de espécies (S) e indivíduos (N), riqueza de espécies de Margalef (d), equibilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon foram calculados com o programa PRIMER 5.0 (CLARKE & GORLEY 2001) para as diferentes linhas experimentais (distâncias da borda do fragmento). Para esta análise foi utilizado o número diásporos/m²/ano das espécies arbustivas, arbóreas e lianas obtido na chuva de sementes.

A similaridade entre as distâncias da borda do fragmento foi avaliada empregando-se análise de agrupamentos com Bray-Curtis como método de distância e flexível-beta como ligação, com o uso do pacote PC-ORD 4.0 (MacCUNE & MEFFORD 1997). Para esta análise foi utilizado o número diásporos/m²/ano das espécies arbustivas, arbóreas e lianas obtido na chuva de sementes.

Para analisar a limitação de dispersão das espécies presentes no fragmento florestal, cada espécie identificada cujos indivíduos adultos estivessem presentes no fragmento teve os registros mensais de sementes depositadas nos coletores (eventos dispersivos) contabilizados nas respectivas distâncias do pasto onde foram encontradas as sementes. A partir desses números, onde não foi levada em conta a quantidade de sementes dispersas, mas sua frequência mensal nas linhas experimentais, as espécies foram classificadas em ordem decrescente quanto sua distância de dispersão a partir do fragmento.

- **Classificação das espécies**

Com base nas síndromes de dispersão predominantes foi calculado o número de sementes/m² por distância do fragmento. O número de sementes/m² obtido em cada guilda foi comparado testando-se a sua variação entre distâncias empregando-se o teste de qui-quadrado para avaliar a diferença na sua ocorrência e densidade calculado com o programa Statistix 8 (ANALYTICAL SOFTWARE 2003).

- **Poleiros artificiais**

Para testar a eficiência dos poleiros no aumento da chuva de sementes, a abundância de sementes (número de sementes) e a riqueza de espécies de sementes (número de morfoespécies de sementes) foram registradas mensalmente durante 11 meses em cada linha experimental.

Para cada tratamento (com e sem poleiros) foi analisada a significância do efeito da distância e da presença dos poleiros empregando-se análise multivariada pelo método

geral linear com o uso do pacote estatístico SPSS 13.0 (MacCUNE & GRACE 2002). A normalidade e a homocedasticidade dos dados foi testada com os testes de Bartlett e Levene comparando-se as médias com o teste de Tuckey (ZAR, 1999). O padrão de dispersão de sementes em relação à distância foi caracterizado a partir de análise de regressão.

- **Sazonalidade da chuva de sementes**

Para a análise da sazonalidade da dispersão de espécies e da produção de diásporos, o número de espécies e de sementes obtidos em cada mês foi corrigido para igualar o esforço amostral, já que em alguns meses houve perda de coletores. A abundância de sementes em cada mês foi calculada em relação à área da superfície de coletor, gerando o número de sementes/m². Para fins de apresentação do aporte de diásporos pelas espécies foi utilizado o número absoluto de sementes obtidas

- **Estabelecimento de plântulas**

A abundância de plântulas (o número total de plântulas emergidas) e a riqueza de espécies de plântulas (o número de morfoespécies de plântulas emergidas) foram registrados bimensalmente ao longo de 7 meses. A abundância de plântulas foi calculada em relação à área da superfície dos recipientes utilizados, gerando o número de plântulas /m² e plântulas/m²/ano. Para fins de apresentação da emergência das espécies foi utilizado o número absoluto de plântulas obtidas.

O efeito da distância da borda do fragmento e da presença de poleiros no estabelecimento das espécies de plântulas foi avaliado com base no número de plântulas e no número de morfoespécies registrados bimensalmente ao longo de 7 meses e foram comparados entre os tratamentos com e sem poleiros e distâncias da borda do fragmento.

3.5.3 Comparação entre os ambientes

O cálculo do número de espécies (S) e indivíduos (N), riqueza de espécies de Margalef (d), equibilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon foram calculados com o programa PRIMER 5.0 (CLARKE & GORLEY 2001). Para esta análise foi utilizado o número diásporos/m²/ano das espécies arbustivas, arbóreas e lianas obtido na

chuva de sementes nas áreas de estudo (Área 1, Área 2, Pasto com poleiros, Pasto sem poleiros e Fragmento florestal)

A similaridade entre as áreas (Área 1, Área 2, Pasto e Fragmento florestal) foi avaliada empregando-se análise de agrupamentos com Bray-Curtis como método de distância e flexível-beta como ligação, com o uso do pacote PC-ORD 4.0 (MacCUNE & MEFFORD 1997). Para esta análise foi utilizado o número de diásporos/m²/ano das espécies arbustivo-arbóreas obtido na chuva de sementes.

Para cada tratamento (Área 1, Área 2, Pasto com poleiros, Pasto sem poleiros e Fragmento florestal) foi analisada a significância na riqueza e abundância de sementes/m² empregando-se análise multivariada pelo método geral linear com o uso do pacote estatístico SPSS 13.0 (MacCUNE & GRACE 2002). A normalidade e a homocedasticidade dos dados foi testada com os testes de Bartlett e Levene comparando-se as médias com o teste de Tuckey (ZAR, 1999).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Áreas de Recuperação

4.1.1 Dispersão de sementes

Ao longo de nove meses de estudo (abril/2007 a dezembro/2007) aportaram nos coletores 34.909 diásporos referentes a 56 morfotipos. Desses, 24 (43%) foram identificadas em nível de espécie, 8 (14% do total) em nível de família e 6 (11%) de gênero, totalizando 99% da quantidade de sementes aportadas parcial ou totalmente identificada (Tabela 2).

Tabela 2 – Morfoespécies identificadas até nível de família oriundos da chuva de sementes nas áreas de recuperação, Seropédica, RJ, abr/2007 a dez/2007. Síndrome: ane (anemocoria), zoo (zoocoria), auto (autocoria), epizoo (epizoocoria) e indet (indeterminada); Hábito: lian (liana), her (herbácea), arb (arbustiva) e arv (arbórea); Classe Sucessional: P (pioneira), SI (secundária inicial) e ST (secundária tardia). (Continua)

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	zoo	arv	P
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao	ane	arv	-
Asteraceae	Indeterminada 1	ane	arb	P
	<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	ane	herb	-
	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad) R. M. King & H. Rob	ane	her	-
	Indeterminada 2	ane	arb	P
	Indeterminada 3	ane	arb	P
	<i>Emilia sagittata</i> (Vahl.) DC.	ane	her	-
Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp.1	ane	arv	ST
	<i>Tabebuia</i> sp.2	ane	arv	SI
	<i>Tabebuia</i> sp.3	ane	arv	ST
Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i> A. St. –Hil.	ane	arv	SI
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.	zoo	-	-
	<i>Cordia superba</i> Cham.	zoo	arv	SI
Canabaceae	<i>Trema micrantha</i> Blume.	zoo	arv	P

Tabela 2 – Continuação

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	zoo	arv	ST
Euphorbiaceae	Indeterminada 4	indet	-	-
Fabaceae- Caesalpinoideae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.	auto	arv	SI
	<i>Shizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	ane	arv	P
Fabaceae-Faboideae	<i>Phaseolus</i> sp.	auto	arb	P
Fabaceae- Mimosaceae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	auto	arv	SI
	<i>Acacia pollyphyla</i> DC.	auto	arv	P
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	auto	arv	P
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC) Kuntze	auto	arv	P
Fabaceae- Papilionoideae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	epizoo	her	-
Gramineae	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	auto	her	-
	Indeterminada 5	auto	her	-
	Indeterminada 6	ane	her	-
Malvaceae	<i>Triumfetta bartramia</i> L.	epizoo	her	-
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp.	auto	arv	P
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	zoo	arv	P
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	ane	arv	ST
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	ane	arv	SI
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	zoo	arb	P
	Indeterminada 7	zoo	arb	P
	<i>Solanum palinacanthum</i> Dun.	zoo	arb	P
	Indeterminada 8	zoo	arb	P

Apenas 7% das sementes aportadas de espécies arbustivo-arbóreas amostradas nos coletores não estavam presentes no plantio. São elas, *Terminalia catappa* (número de diásporos = 1), *Desmodium adscendens* (8), *Solanum lycocarpum* (21), *S. palinacanthum* (61). O diásporo disperso da primeira espécie provavelmente é proveniente de arborização urbana, sendo largamente consumidos por morcegos, deve ser oriundo de áreas próximas, transportadas por esses animais. *D. adscendens* é de dispersão epizoocórica e, possivelmente, os registros de sementes dispersas nos coletores pode ser atribuída à presença freqüente de gambás (*Didelphis* spp.) nas áreas,

os quais muitas vezes utilizavam os coletores do estudo como abrigo noturno. As sementes das duas espécies de Solanaceae podem facilmente ter sido dispersas a partir de áreas adjacentes de pasto, onde indivíduos de ambas as espécies foram registradas sendo amplamente consumidos por aves na Área 3 de estudo (fragmento e seu entorno).

A chuva de sementes aportada apresentou maioria de espécies da própria área. Um fluxo muito baixo de sementes de espécies arbustivo-arbóreas alóctones nas áreas de reflorestamento pode indicar um elevado grau de isolamento na paisagem, onde a maior parte destas espécies se encontra restrita a fragmentos florestais distantes em pelo menos 7 km das áreas de reflorestamento estudadas. De acordo com os dados obtidos, essa distância pode ser muito limitante para promover incremento de espécies alóctones nas áreas de reflorestamento.

Distâncias menores de áreas de floresta (3 km) através de matriz ambiental com a presença de corpos d' água já foram suficientes em outros estudos para comprometer quantitativamente a regeneração natural em áreas de restauração em São Paulo (SOUZA, 2000). Maiores quantidades de diásporos regenerantes foram obtidas em área de restauração de 6 anos de idade onde apenas 30% das espécies de sementes presentes na chuva de sementes foram correspondentes às utilizadas na restauração, em comparação à área de 9 anos de idade, onde 41% das espécies obtidas na chuva de sementes foram oriundas ao plantado no projeto original (SORREANO, 2002). Tal fato foi devido à proximidade de remanescente florestal da área mais nova e isolamento da área mais antiga com baixa taxa de chegada de espécies alóctones.

A chegada de diásporos alóctones associados aos autóctones contribui para a biofuncionalidade e resgate de interações de organismos do sistema, e são fundamentais no processo de regeneração (REIS, *et al.*, 2006). O grau de isolamento da área de restauração em relação à fonte de sementes é o fator que mais influencia a dispersão natural na área (WUNDERLE, 1997).

A Área 1, mais antiga, apresentou maior número de espécies (39) em relação à Área 2 (35 espécies) (Tabela 4), mas a densidade de diásporos foi muito inferior (988 sementes/m²) ao obtido na Área 2 (11.239 sementes/m²). Em área restaurada de 14 anos de idade no estado de São Paulo foram aportadas 36 espécies e densidade da deposição de sementes de 591,33 sementes/m² (SIQUEIRA, 2002). SORREANO (2002) estudando a chuva de sementes em áreas de restauração também no estado de São Paulo, encontrou 1.172 sementes/m² em área de 6 anos, 919 sementes/m² em área de 9

anos e 777 sementes/m² em área de 46 anos. Comparando-se o presente estudo ao de SIQUEIRA (2002) e SORREANO (2002) pode-se observar um gradiente na quantidade de diásporos que tende a decrescer com a idade do reflorestamento (Tabela 3).

Tabela 3 – Estudos com chuva de sementes em áreas de recuperação ordenados pela idade de implantação. Área 1 = plantio realizado em 2002 e Área 2 = plantio realizado em 2004.

Fonte	Idade	Sementes/m ²
Presente estudo (Área 2)	3	11.239
Presente estudo (Área 1)	5	988
SORREANO (2002)	6	1.172
SORREANO (2002)	9	919
SIQUEIRA (2002)	14	591,33
SORREANO (2002)	46	777

Sem considerar a composição florística ou condições ambientais diferenciadas entre as áreas pode-se sugerir que, provavelmente, áreas mais recentes por apresentarem menor cobertura de solo e sombreamento de copa, criam condições mais favoráveis para o estabelecimento de gramíneas e desenvolvimento de espécies arbóreas pioneiras, grande produtoras de sementes, o que leva à maior densidade de diásporos obtida na área de 3 anos de implantação (Área 2) em relação às demais, e na área de 5 anos (Área 1) em relação à área de 9 anos, 14 anos e 46 anos de implantação (SIQUEIRA, 2002 e SORREANO, 2002).

4.1.2 Classificação das espécies

Analisando o hábito de vida predominante dos diásporos obtidos em cada área (Tabela 4), nota-se a predominância na dispersão de diásporos herbáceos (89%), principalmente na Área 2 (10.309 sementes/m²). Por esta ser a área implantada mais recentemente, a grande quantidade de diásporos herbáceos justifica-se pela disponibilidade de luz nas entrelinhas, o que contribui para o estabelecimento dessas espécies. No entorno da área estudada, plantios com diferentes espaçamentos foram

implantados concomitante a este (NASCIMENTO, 2007), com espaçamentos mais fechados (1,5 x 1,0; 1,0 x 1,0 e 1,0 x 0,5 m). Esses locais apresentaram taxas de biomassa de matocompetição menores e custos com a capina das herbáceas invasoras reduzidos (40%) em relação ao espaçamento 3 x 2 m na Área 2.

Tabela 4 – Hábito, número de espécies, de diásporos e sementes/m² aportados na chuva de sementes nas áreas de recuperação, Seropédica, RJ, abr/2007 a dez/2007. Área 1 = plantio realizado em 2002 e Área 2 = plantio realizado em 2004.

Hábito	Área 1			Área 2		
	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²
Arbóreas	17	1.216	409	12	2.260	794
Arbustivas	7	22	7	9	189	66
Herbáceas	5	1.681	565	4	29.325	10.309
Total	39	2.938	988	35	31.971	11.239

Quanto às síndromes de dispersão, ambas as áreas apresentaram homogeneidade quanto à distribuição das espécies encontradas nas síndromes, na Área 1 26% das espécies eram zoocóricas, a mesma proporção de anemocoria e autocoria. Na Área 2 as espécies zoocóricas representaram 26% do total, as anemocóricas 23% e autocóricas 20% (Tabela 5).

Tabela 5 – Síndrome de dispersão. Número de espécies diásporos e sementes/m² aportados na chuva de sementes nas áreas de recuperação, Seropédica, RJ, abr/2007 a dez/2007. Área 1 = plantio realizado em 2002 e Área 2 = plantio realizado em 2004.

Síndrome de dispersão	Área 1			Área 2		
	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²
Zoocoria	10	136	46	9	2.133	750
Anemocoria	10	46	15	8	126	44
Autocoria	10	2.735	920	7	29.516	10.376
Total	39	2.938	988	35	31.971	11.239

A quantidade de sementes e o número de sementes/m² aportado foi significativamente diferente entre as duas áreas de reflorestamento (K-S = 0,78, p < 0,001). Na Área 2 observou-se o aumento do número de diásporos proveniente da chuva

de sementes na ordem de 11.2 vezes em relação à Área 1. Este aumento foi mais pronunciado entre as espécies zoocóricas (16 vezes), seguidas das autocóricas (11 vezes) e anemocóricas (3 vezes).

A espécie exótica *Melia azedarach* contribuiu com 75% (1.876) dos diásporos zoocóricos da chuva de sementes na Área 2. Dentre as espécies arbustivo-arbóreas encontradas na chuva e no banco de sementes de área de reflorestamento no interior do estado de São Paulo, *M. azedarach* foi também a que apresentou os maiores valores de densidade relativa tanto na chuva de sementes quanto nas espécies germinadas do banco (SIQUEIRA, 2002). Se esta espécie fosse excluída da análise, a diferença na quantidade de diásporos zoocóricos ainda se daria em 2 vezes a mais na Área 2 em relação à Área 1.

A composição de áreas de reflorestamento faz com que certos tipos de áreas sejam mais favoráveis que outras para a entrada de animais dispersores de sementes devido a fatores importantes na atração da fauna, tais como as características das árvores que devem possuir flores, frutos, epífitas e a própria diversidade estrutural do reflorestamento (WUNDERLE, 1997).

Dentre as espécies autocóricas, a gramínea *Panicum maximum* foi responsável por 99% dos diásporos desta síndrome dispersados na área implantada há apenas 3 anos (Área 2). Embora o espaçamento das áreas estudadas seja o mesmo, por ser de implantação mais recente a Área 2, de menor idade, apresenta maior quantidade desta gramínea nas entrelinhas, o que gerou um número alto de sementes autocóricas dispersas por metro quadrado na área de reflorestamento (10.376 sementes/m²). Na Área 1 a espécie *P. maximum* totaliza 55% dos diásporos autocóricos dispersos (920 sementes/m²). Eliminando esta espécie da análise, a área mais antiga apresentaria maior quantidade de diásporos autocóricos em relação à mais recente (Área 2), na ordem de 3,5 vezes.

A presença de gramíneas invasoras no estrato regenerativo nas áreas de recuperação pode comprometer a sucessão por formar uma densa camada de folhas e ramos sobre o solo, levando a estagnação da diversidade e a não formação de uma área florestal semelhante às áreas naturais, por dificultar ou até mesmo impedir a regeneração natural (FREITAS e PIVELLO, 2005). A existência maior de gramíneas na Área 2 indica que ainda não houve uma cobertura do solo ou sombreamento da copa das árvores que levasse à redução da sua presença. Espécies de gramíneas em geral são

altamente exigentes em luz e em locais sombreados seu crescimento é inibido (ODUM, 1988).

Quanto à classificação sucessional das espécies que contribuíram para a chuva de sementes na Área 1, 54% (21) eram pioneiras, 5% (4) secundárias iniciais e 5% (4) secundárias tardias. Na Área 2, as espécies pioneiras também representaram 54% do total (19), as secundárias iniciais 11% (4), não havendo aporte de sementes de espécies secundárias tardias (Tabela 6).

Tabela 6 – Classe sucessional, número de espécies, de diásporos e sementes/m² aportados na chuva de sementes nas áreas de recuperação, Seropédica, RJ, abr/2007 a dez/2007. Área 1 = plantio realizado em 2002 e Área 2 = plantio realizado em 2004.

Classe sucessional	Área 1			Área 2		
	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²	Nº de espécies	Nº de diásporos	Sementes /m ²
Pioneiras	21	2.786	937	19	31.455	11.057
Secundária inicial	4	129	43	4	320	112
Secundária tardia	4	4	1,3	0	0	0
Total	39	2.938	988	35	31.971	11.239

Na área de reflorestamento mais antiga, as pioneiras foram responsáveis por 95% (937 sementes/m²) das sementes dispersas, as secundárias iniciais 4% (43 sementes/m²) e as secundárias tardias 0,1% (1,3 sementes/m²). Na mais recente as pioneiras representaram 98% (11.057 sementes/m²) do aporte total de sementes e as secundárias iniciais 1% (112 sementes/m²).

A maior parte das espécies provenientes da chuva de sementes em ambas as áreas de recuperação foi classificada como pioneira, seguidas pelas secundárias iniciais e, na Área 1, a menor parte classificada como secundárias tardias. Para o número de diásporos a seqüência é a mesma encontrada para número de espécies em ambas as áreas, com a presença de menor número de secundárias tardias na Área 1. As pioneiras com maior riqueza são as que mais contribuem para o aporte de diásporos nas áreas de recuperação.

A composição da chuva de sementes quanto à classe sucessional encontrada não oferece bons resultados para a sustentabilidade dessas áreas de reflorestamento,

principalmente porque ainda reflete o efeito da composição de espécies e da proporção entre os grupos sucessionais que foram plantados. Isso porque, para restauração efetiva dos processos ecológicos, são necessárias maiores proporções de espécies de final de sucessão. Se a dispersão de sementes alóctones de fontes externas a essas áreas fosse viável, não seriam necessárias medidas para enriquecimento com espécies tardias. Como a área mostrou-se potencialmente isolada, contando com a existência de fragmento florestal à distância mínima de 7 km de distância, serão necessários novos plantios nas áreas, principalmente de espécies tardias.

Adicionalmente a isso, medidas de longo prazo devem ser adotadas como a formação de corredores ecológicos interligando fragmentos florestais e áreas de recuperação, isolamento de áreas degradadas abandonadas para que a sucessão natural possa atuar.

O planejamento da paisagem no ambiente urbano, agrícola e de áreas de pastagens pode reverter o quadro da degradação, redução e isolamento de áreas de floresta. Dessa forma, os plantios silviculturais extremamente onerosos, usualmente utilizados por empresas e indústrias, não seriam tão necessários como o são atualmente na região da Floresta Atlântica. Os resultados obtidos indicam que, até aos cinco anos de idade os plantios efetuados não cumprem plenamente a função ecológica para a qual foram implantados, sendo ainda considerados apenas como “reflorestamentos” ao invés de áreas de “recuperação”.

4.2 Fragmento e pasto

4.2.1 Dispersão de sementes

Nos 11 meses de estudo aportaram 6.369 sementes (2.295 sementes/m²/ano), referentes a 77 morfotipos nos 20 coletores instalados (coletores sob poleiros artificiais e coletores testemunha, além dos 4 coletores da linha L1 no fragmento florestal). Desses, 38% (29) foram identificados em nível de espécie, 8% (6) foram identificadas em nível de gênero e 8% (6) de família, totalizando 88% da quantidade total de sementes aportadas parcial ou totalmente identificadas (Tabela 7).

Tabela 7 – Morfoespécies identificadas até nível de família oriundos da chuva de sementes nas áreas de estudo em Queimados, RJ, nov/2006 a out/2007. Síndrome: ane (anemocoria), zoo (zoocoria), auto (autocoria), epizoo (epizoocoria) e indet (indeterminada); Hábito: lian (liana), her (herbácea), arb (arbustiva) e arv (arbórea); Classe Sucessional: P (pioneira), SI (secundária inicial) e ST (secundária tardia). (Continua)

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Amarantaceae	<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	ane	her	-
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	ane	arv	P
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	zoo	arv	P
Apocinaceae	<i>Ditassa</i> sp.	ane	lian	-
Asteraceae	Indeterminada 1	ane	arb	P
Asteraceae	<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	ane	her	-
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad) R. M. King & H. Rob	ane	her	-
Asteraceae	<i>Emilia sagitatta</i> (Vahl.) DC.	ane	her	-
Asteraceae	<i>Praxelis pauciflora</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob	ane	her	-
Asteraceae	<i>Vernonia macrophylla</i> Less.	ane	arv	P
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	ane	arv	SI
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	zoo	arv	P
Canabaceae	<i>Trema micrantha</i> Blume.	zoo	arv	P
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	zoo	arv	P
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil.	zoo	arv	P
Euphorbiaceae	<i>Actinostemom</i> sp.	zoo	arb	P
Euphorbiaceae	Indeterminada 2	indet	-	-

Tabela 7 – Continuação

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	zoo	arv	P
Fabaceae- Papilionoideae	<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	zoo	lian	-
Fabaceae- Papilionoideae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	epizoo	her	-
Leg.-Papilionoideae	Indeterminada 3	zoo	-	-
Gramineae	Indeterminada 4	auto	her	-
Gramineae	Indeterminada 5	ane	her	-
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.	ane	arv	SI
Malvaceae	<i>Triumfetta bartramia</i> L.	epizoo	her	-
Malvaceae	<i>Sidastrum micranthum</i> (St. Hil.) Fryxell	auto	arb	P
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	zoo	arv	SI
Meliaceae	<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	zoo	arv	ST
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & Bouche	zoo	arv	ST
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	auto	her	-
Onagraceae	<i>Ludwigia</i> sp.	auto	her	-
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	ane	arv	ST
Polygonaceae	<i>Triplaris surinamensis</i> Cham.	ane	arv	SI
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.	ane	lian	-
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.	ane	lian	-
Sapindaceae	<i>Paullinia rubiginosa</i> Cambess.	zoo	lian	-
Sapindaceae	<i>Serjania communis</i> Cambess.	ane	lian	-
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	zoo	arv	ST
Solanaceae	Indeterminada 6	zoo	arb	P
Solanaceae	<i>Solanum palinacanthum</i> Dun.	zoo	arb	P
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	zoo	arb	P

A borda do remanescente florestal foi a área com maior número de espécies arbustivas, arbóreas e lianas (53), seguida das linhas à 200 m da borda do remanescente (19), 100 m (16) e a 20 (16) e 300 m (9) de distância. A densidade de diásporos obtida destas espécies teve distribuição proporcional semelhante entre as distâncias: 3.265 sementes/m² na borda, 1.014 sementes/m² a 100 m, 650 sementes/m² a 200 m e 540 e 391 sementes/m² a 20 e 300 m do fragmento.

A borda do remanescente florestal foi a área com maior densidade de sementes de espécies arbustivas, arbóreas e lianas, apresentando maior densidade de sementes na chuva do que outras áreas de floresta contínua (HOLL, 1998; PENHALBER e MANTOVANI, 1997) e fragmentos florestais (GONDIM, 2005).

Considerando o pasto do entorno do fragmento, sem incluir apenas as gramíneas, foram obtidas nos coletores testemunha 20 espécies e 511 sementes/m² (558 sementes/m²/ano), sendo 10 sementes/m²/ano de 2 espécies zoocóricas *Erythroxylum pulchrum* e *Ficus gomelleira*.

HOLL (1998) obteve em área de floresta da Estação Biológica Las Alturas na Costa Rica 1.670 sementes/m²/ano, enquanto que em pastagens adjacentes à floresta, foram amostradas 190 sementes/m²/ano, quando se excluíram as gramíneas da análise. Dessas apenas 3 sementes/m²/ano de espécies zoocóricas, pertencentes a um único gênero, *Solanum*.

Contrariando o esperado, a área extremamente fragmentada do presente estudo demonstrou ter maior aporte de sementes tanto na área de floresta em comparação à floresta primária contínua da Costa Rica (1,9 vezes em ordem de magnitude), quanto no pasto (2,9 vezes) em comparação à área de pastagens daquele estudo. Esta diferença foi maior para a quantidade de diásporos zoocóricos dentre os dispersos na área de pastagens do estudo de HOLL (1998) e no pasto do presente estudo (3,3 vezes) o que pode refletir um aumento na movimentação da avifauna frugívora com o aumento da perturbação do ambiente.

Em relação ao número de espécies, em outra região de fragmentos de Floresta Atlântica em Teresópolis (RJ), foi amostrado um total de 53 espécies em quatro fragmentos, constatando-se uma variação de 31 a 44 espécies por fragmento em função do seu grau de perturbação e de manejo (GONDIM, 2005). Segundo o resultado obtido pelo autor, áreas com maior intensidade de perturbação apresentaram menor número de espécies.

Em levantamentos realizados em áreas conservadas e protegidas de Mata Atlântica do Rio de Janeiro, os índices de diversidade para a chuva de sementes variaram de 2,18 nats.ind⁻¹ (FREIRE, 2007) a 3,06 nats.ind⁻¹ (MARQUES *et al.*, 2004). Por outro lado, fragmentos florestais situados na mesma região apresentaram índices variando de 0,3374 nats.ind⁻¹ para os mais degradado a 0,9562 nats.ind⁻¹, para os mais

conservados (GONDIM, 2005). Além desses, estudos comparativos para áreas não perturbadas, realizados por CALDATO *et al.* (1996) obtiveram valores para o índice de diversidade variando de 1,65 a 1,86 nats.ind⁻¹. Considerando esses dados encontrados na literatura, os índices de diversidade da chuva de sementes obtidos na linha situada no pasto, a 20 m da borda do fragmento (Tabela 8), foram baixos, mas próximos aos obtidos por GONDIM (2005) em locais mais degradados, o que pode indicar que esta linha apresente também condições de maior degradação. Porém, os valores de H' obtidos para as demais linhas, incluindo o interior do fragmento (H' = 1,0 nats.ind⁻¹) foram mais similares às áreas estudadas por CALDATO *et al.* (1996), contudo bastante inferiores aos dados obtidos em locais mais conservados (H' > 2,0 nats.ind⁻¹), o que pode apontar para um nível de degradação ou impacto inferior à linha situada a 20 m do fragmento.

Tabela 8 – Resultados dos índices de diversidade, riqueza e diversidade. S = n° de espécies, N = abundância relativa. d (Margalef) = riqueza de espécies, J' (Pielou) = equabilidade e H' (Shannon) = diversidade além da abundância de sementes (sementes/m²) das espécies arbustivas, arbóreas e lianas para as distâncias da borda do remanescente florestal em Queimados, RJ. (-20) = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m da borda.

Distância	S	N	d	J'	H' (log10)	Abundância (sementes/m ²)
-20	53	3.335	6,41	0,5801	1	3.265
20	16	317	2,605	0,4611	0,5552	540
100	16	762	2,261	0,7502	0,9034	1.014
200	19	699	2,748	0,6925	0,8855	650
300	9	85	1,801	0,9129	0,8712	391

A linha localizada no interior do remanescente florestal, a 20 m da borda, foi o local com maior número de espécies arbustivas, arbóreas e lianas equivalente a 70% do total, ou seja, cerca de quatro vezes mais espécies que a média de espécies aportadas nas demais linhas, além de maior riqueza (d = 6,41) e diversidade (H' = 1) em relação às demais (Tabela 8).

Isso se justifica pelo fato do fragmento florestal abrigar a maioria das espécies arbustivas, arbóreas e lianas, além dos agentes dispersores das sementes dessas espécies. Porém, o índice de equitabilidade foi reduzido nessa área, inferior aos obtidos nas

distâncias de 100 m, 200 m e 300 m, indicando dominância acentuada de poucas espécies no fragmento florestal e apontando a coexistência na chuva de sementes de espécies raras ($n = 16$) e abundantes ($n = 7$).

Dentre as espécies consideradas como raras estão *Rhynchosia phaseoloides*, *Casearia* sp. e *Actinostemom* sp, que apresentaram apenas 1 diásporo amostrado. Dentre as que dispersaram grande número de sementes (>50), do total de 7 espécies, foram amostrados 1.660 diásporos (548 sementes/m²). As mais representativas foram *Ficus gomelleira*, *Gallesia integrifolia*, *Miconia cinnamomifolia* e *Erythroxylum pulchrum* com 92% do total de sementes das espécies abundantes. Entre as espécies abundantes predominou a zoocoria, sendo apenas *G. integrifolia* espécie anemocórica. A alta densidade de sementes de poucas espécies pode indicar a ocorrência de dispersão agrupada, típica da realizada por aves frugívoras que defecam grande número de sementes em um só local (SCHUPP *et al.*, 2002).

Quanto aos índices obtidos, as linhas situadas no pasto a 100, 200 e 300 metros da borda do fragmento apresentaram índices de diversidade superiores à linha mais próxima ao fragmento (20 m da borda). A presença da mancha de vegetação e do indivíduo arbóreo de *Ficus gomelleira* localizados em meio à matriz de pastagem pode estar influenciando no enriquecimento de espécies nestes locais, o que explicaria os valores superiores de riqueza e diversidade encontrados.

Na distância de 20 m, situada na matriz do entorno do fragmento, embora o número de espécies (16) e a abundância relativa (317 sementes/m²) terem sido superiores aos obtidos a 300 m (9 espécies e 85 sementes/m²), a distribuição heterogênea do número de diásporos obtidos nas espécies presentes resultou num baixo índice de equitabilidade ($J' = 0,4611$) e diversidade ($H' = 0,5552$) em relação à linha mais distante do fragmento ($J' = 0,9129$ e $H' = 0,8712$).

Na distância de 20 m, no pasto, *Miconia cinnamomifolia* foi a espécie dominante com 136 diásporos dispersos, sendo que as outras cinco espécies dispersaram apenas um diásporo cada. Esses eventos contribuíram em grande parte para os valores reduzidos dos índices obtidos para a linha a 20 m do fragmento o que, no entanto, não se refletiu na qualidade de dispersão. Nesse local, um maior número de espécies (16) e de sementes (317 sementes/m²) atingiu os coletores, o que não aconteceu a 300 m com baixa taxa de aporte de espécies (9) e de diásporos (85 sementes/m²) porém sem espécies dominantes ou pouco freqüentes.

Para a abundância de diásporos, foram observadas diferenças significativas entre o número de sementes de espécies arbustivas, arbóreas e lianas amostradas em cada distância da borda com e sem poleiros ($X^2 = 35,05$; $p < 0,001$), o que evidencia a existência de efeito da distância da área-fonte de sementes sobre a quantidade de sementes dispersas. Através do teste de Kolmogorov-Smirnov aplicado aos dados das linhas instaladas no pasto, foi constatada diferença significativa entre as distâncias de 20 e 300 m e entre 200 e 300 m. Contudo, embora a distância tenha afetado a abundância, a riqueza de espécies não diferiu significativamente ($X^2 = 2,59$; $p = 0,4595$) entre as linhas, indicando que o efeito obtido refere-se mais a quantidade de sementes (abundância) que aportam na área e menos à quantidade de espécies (riqueza).

Em relação à composição de espécies, a linha do interior do fragmento foi distinta de todas as demais, mas apenas as distâncias de 100 e 200 m foram as mais semelhantes quanto a composição, podendo ser consideradas como quase idênticas quanto às espécies aportadas (Figura 11). Por outro lado, as distâncias de 20 e 300 m apresentaram-se ligeiramente distintas, mas com a ocorrência de algumas espécies em comum.

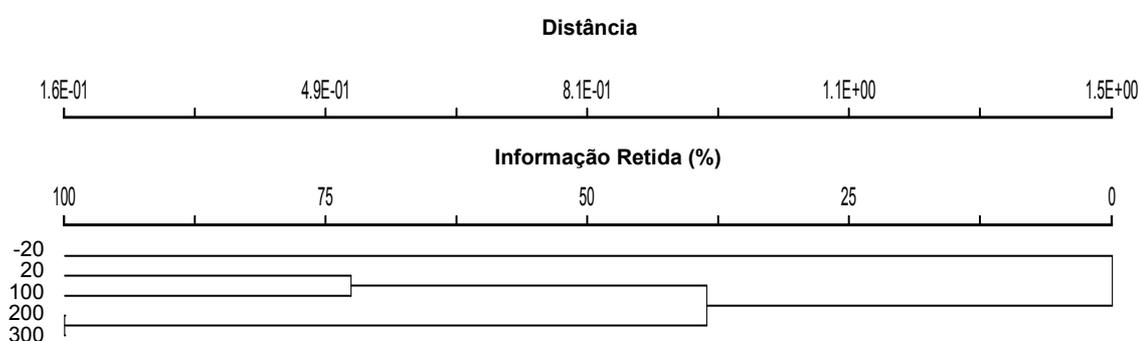


Figura 11 – Dendrograma da análise de agrupamento baseado no número de sementes dispersas de novembro de 2006 a outubro de 2007 na chuva de sementes aportadas a diferentes distâncias da borda do remanescente florestal, Queimados RJ. (-20) = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m da borda.

Considerando a paisagem onde está inserido o fragmento (Figura 7), observa-se que, a linha do interior do fragmento apresentou maiores valores de abundância relativa, riqueza e índices de diversidade e equitabilidade, diferenciando-se das presentes no pasto, o que é atribuído ao fato de estar inserida na área-fonte de onde provém a maior parte das espécies de sementes. Em condição distinta estão as linhas no pasto, situadas a

100 e 200 m de distância do fragmento com número de espécies, abundância relativa e índice de diversidade semelhantes, agrupadas na análise de similaridade com base na sua composição de espécies aportadas. Apesar de situadas em meio à área degradada, por se encontrarem mais próximas da árvore isolada e da mancha de vegetação do que do fragmento, estas devem ter atuado como pontos de foco de recrutamento de sementes zoocóricas, influenciando no maior aporte de sementes. A proximidade da linha situada a 200 m do fragmento de focos recrutamento pode ter interferido na análise de regressão fazendo com que não se obtivesse efeito significativo na relação distância x abundância de sementes.

Por último, as linhas situadas a 20 e 300 m do fragmento apresentaram número de espécies, abundância relativa e índice de diversidade reduzidos em relação às demais, sendo ligeiramente distintas com base na análise de similaridade, porém com algumas espécies em comum, tais como *Cecropia pachystachya*, *Erythroxylum pulchrum*, *Schinus terebinthifolia* e *Sidastrum micranthum*. As duas primeiras espécies ocorreram tanto no fragmento florestal, próximo à linha a 20 m quanto na mancha de vegetação, próxima à linha a 300 m (Anexos A e B). Já *S. terebinthifolia* não ocorre na área de fragmento florestal, sendo a sua provável origem ou fonte a mancha de vegetação, onde foram observados indivíduos dessa espécie em porte arbóreo. O aporte de diásporos de *S. micranthum*, não pode ser considerado oriundo de uma única fonte uma vez que a espécie está presente em todo o pasto. O que pode explicar os menores valores obtidos para números de espécies, abundância relativa e índice de diversidade obtidos a 20 e 300 m de distância, em relação às demais linhas experimentais, é a perturbação ocasionada pela presença de estrada próxima à linha a 20 m e a visitação constante de pescadores no lago contíguo à última linha do experimento (300 m). A movimentação constante nesses locais pode afetar a visitação da avifauna aos poleiros, além de representarem impacto supressivo da vegetação de capoeira presente no pasto, esta considerada como possível fonte de sementes.

Analisando a zona de influencia das espécies do fragmento florestal quanto ao aporte de espécies na matriz circundante de área degradada, pode-se concluir que este atingiu até 200 m a partir de sua borda. Das 11 espécies identificadas presentes no interior do fragmento que tiveram suas sementes encontradas nos coletores do pasto (*Cordia ecalyculata* Vell., *Cupania oblongifolia* Mart., *Cecropia pachystachya* Trec., *Erythroxylum pulchrum* A. St.-Hil., *Gallesia integrifolia* (Speng.) Harms, *Guarea*

guidonea (L.) Sleumer, *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *Paullinia rubiginosa* Cambess., *Solanum lycocarpum* St. Hil., *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum., *Trema micrantha* Blume.), 6 (55%) foram encontradas a 20 m da borda, 6 a 100 m e 8 (73%) a 200 m. Apenas duas espécies (18%) foram dispersas até 300 m da borda do fragmento, ambas zoocóricas, *C. pachystachya* (7) e *E. pulchrum* (1). Das 11 espécies que foram capazes de dispersar suas sementes para o pasto, 9 são zoocóricas e 2 anemocóricas.

Na mancha de vegetação ocorrem 6 das 11 espécies presentes no fragmento florestal que dispersaram sementes para o pasto: *Cecropia pachystachya*, *Erythroxylum pulchrum*, *Gallesia integrifolia*, *Solanum lycocarpum* e *Sparattosperma leucanthum* e *Trema micrantha* (Anexo B). É provável que os diásporos dispersos a 100 m, 200 m e 300 m das espécies *C. pachystachya*, *E. pulchrum*, *S. leucanthum*, *S. lycocarpum* e *Trema micrantha* possam ter suas plantas-mãe localizadas na mancha de vegetação, e não no fragmento florestal, apesar de serem menos abundantes naquela área.

No sudeste da Costa Rica, na Estação Biológica Las Alturas, em estudo conduzido em áreas de pasto abandonado com poleiros artificiais situados a 25 e 250 m de florestas contínuas das 14 espécies encontradas, apenas 6 (43%) eram de árvores, lianas e arbustos provenientes da área de floresta (HOLL, 1993). Por se tratar de floresta primária contínua é possível que a abundância de recursos e ambientes existente tenha desencorajado a visitação da avifauna à área degradada, conforme conclusões da autora.

Por outro lado, no caso do presente estudo, a paisagem extremamente fragmentada pode fazer com que as aves deixem os ambientes florestais indo à matriz circundante em busca de alimento. Da mesma forma, aves mais generalistas se movimentam dentro dos fragmentos florestais (observação pessoal), podendo assim transportar sementes para dentro e fora da área de floresta.

A partir desse panorama pode-se analisar também a limitação de dispersão das espécies presentes no fragmento florestal. Baseando-se no número de eventos dispersivos, o ranque decrescente da distância de dispersão das espécies identificadas presentes no fragmento para o pasto foi: *E. pulchrum* > *C. pachystachya* > *C. ecalyculata* > *S. lycocarpum* > *M. cinnamomifolia* > *T. micrantha*. > *G. guidonea* > *S. leucanthum* > *C. oblongifolia* > *P. rubiginosa*. Desconsiderando-se as espécies também presentes na mancha de vegetação, o ranque se daria da seguinte forma: *C. ecalyculata* > *M. cinnamomifolia* > *G. guidonea* > *C. oblongifolia* > *P. rubiginosa*.

A origem dos diásporos dispersos por *E. pulchrum* e *C. pachystachya* não pode ser determinada pelo fato de ambas as espécies ocorrerem tanto no fragmento florestal quanto na mancha de vegetação. Foram registrados eventos dispersivos em todas as linhas do experimento além de uma grande quantidade de sementes dispersas (140 e 129 respectivamente). Essa dispersão vasta e abundante parece refletir grande preferência entre os frugívoros pelos frutos dessas espécies. *E. pulchrum* apresentou o terceiro maior índice de valor de importância no fragmento florestal com 16 indivíduos inventariados (T.P.P. ALVERGA, dados não publicados) e o melhor desempenho (valor de importância) em um dos maiores fragmentos florestais da região, a Flona Mário Xavier em Seropédica (SANTOS *et al.*, 1999), sendo, segundo os autores, a espécie mais indicada para programas de enriquecimento florestal na região.

O gênero *Cecropia* é colonizador temporário de clareiras e bordas, produz sementes muito pequenas agrupadas em frutos que garantem alimento para aves e morcegos de todos os tamanhos o que possibilita a dispersão de suas sementes por mais tipos de agentes dispersores possíveis (SNOW, 1981). *C. ecalyculata* produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis (LORENZI, 2000), o que pode ser comprovado com a germinação de todos os diásporos (37) semeados para fins de identificação. Essa espécie possui grande potencial para utilização em programas de recuperação de áreas degradadas, pois produz frutos vermelhos e numerosos em menos de dois anos que atraem a avifauna frugívora dispersora, levando a uma maior abundância da espécie em poucos anos. No fragmento florestal, foram encontrados 7 indivíduos de *C. ecalyculata* (T.P.P. ALVERGA, dados não publicados).

O gênero *Miconia* é de grande importância para pequenos frugívoros não especialistas nos neotrópicos (SNOW, 1981). Suas espécies são produtoras de grande quantidade de frutos com polpa composta principalmente de água e açúcares consumida por um largo espectro de aves que utilizam frutos como recurso alimentar apenas ocasionalmente, sendo menos eficientes como dispersores (WENNY, 2000). As espécies de aves que mais consumiram frutos do gênero *Miconia* durante um ano de estudo em fragmentos florestais na Mata Atlântica foram os onívoros de borda *Turdus rufiventris*, *Tachyphonus coronatus* e *Turdus leucomelas*, fazendo com que as sementes por eles dispersas apresentassem um elevado percentual germinativo (A. C. RUDGE, dados não publicados).

Colonizadora de áreas abertas, *T. micrantha* produz sementes muito pequenas com alta qualidade nutricional, sendo favorita tanto de frugívoros generalistas quanto de especialistas, uma exceção à regra de que frugívoros especialistas se alimentam de frutos grandes com grandes sementes (SNOW, 1981). O investimento em frutos com alta qualidade nutricional proporciona a esta espécie dispersão certa, assegurando-se a preferência pela avifauna. Frugívoros especialistas podem não representar qualidade de dispersão na área estudada. Isto se deve ao fato desta guilda oferecer dispersão mais limitada em habitats heterogêneos do que espécies generalistas que não se limitam a poucos tipos de habitat (WUNDERLEE, 1997).

G. guidonea produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis com arilo vermelho atrativo à fauna, sendo dispersas principalmente em formações secundárias, mas por possuir folhas consideradas tóxicas para o gado (LORENZI, 2000), deve estar ausente de arborização de pastagens em funcionamento.

Estratégias para nortear a facilitação da dispersão de espécies no entorno do fragmento devem incluir o plantio de espécies que demonstraram ser largamente difundidas pela avifauna como *E. pulchrum*, *C. pachystachya*, *C. ecalyculata*, *M. cinnamomifolia*, *T. micrantha* e *G. guidonea*, seja em grupos ou isoladas em meio a matriz degradada. Esse procedimento pode gerar o aumento local no aporte de sementes de outras espécies produtoras de frutos carnosos atrativos para a avifauna. Isso porque, como foi confirmado, árvores isoladas também funcionam como focos de recrutamento através de sua utilização por aves que dispersam ao redor de sua copa as sementes de outras áreas.

4.2.2 Classificação das espécies

Quanto às síndromes de dispersão, 31% (24) das espécies amostradas em todas as linhas do fragmento e de seu entorno (Área 3) foram dispersas por animais, 25% (19) pelo vento e apenas 8% (6) foram autocóricas. As demais espécies coletadas no estudo 36% (28) ainda não foram identificadas quanto à síndrome de dispersão. Do número total de sementes, 30% (1.913 ou 720 sementes/m²) foram zoocóricas, 21% (1.368 ou 515 sementes/m²) anemocóricas e 43% (2.770 ou 804 sementes/m²) foram de autocóricas. A densidade de sementes obtidas nas síndromes de dispersão foi significativamente diferente entre as distâncias do fragmento ($X^2 = 1.274$; $p < 0,001$).

As espécies zoocóricas foram as mais freqüentes em todas as distâncias, mas notadamente na borda (28%) a 200 m (24,6%), e a 100 m (19,3%). Para essa síndrome, o número de sementes/m², a linha localizada no interior do fragmento foi superior às outras distâncias (44%), seguida da linha a 100 m (16,4%) e a 200 m (14,2%) (Tabela 9).

Tabela 9 - Número de espécies e de sementes/m² dispersos de novembro de 2006 a outubro de 2007 na chuva de sementes aportadas a diferentes distâncias da borda do remanescente florestal, Queimados RJ. Valores relativos à média da área de superfície de coletor presente em cada distância. (-20) = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m da borda.

Síndromes de dispersão	Distâncias da borda do fragmento (m)									
	-20		20		100		200		300	
	espécies	Sem/m ²	espécies	sem/m ²	espécies	sem/m ²	espécies	sem/m ²	Espécies	sem/m ²
Zoocoria	16	1.432	10	272	11	536	14	463	6	44
Anemocoria	15	1.464	3	90	3	7	2	4,6	4	86
Autocoria	1	19	2	3955	3	23	2	120	2	390
Total	57	3.265	20	391	30	5.296	25	650	28	540

Tanto para riqueza de espécies zoocóricas quanto para abundância de sementes zoocóricas, o interior do fragmento obteve aporte superior ao das demais linhas. No pasto as linhas a 100 e 200 m obtiveram os maiores valores, seguidas das localizadas a 20 m e a 300 m do fragmento com aporte quantitativamente inferior, tanto para número de espécies (10 e seis, respectivamente) quanto para sementes por unidade de área (272 e 44 sementes/m²). Esse resultado suporta a hipótese de que a mancha de vegetação próxima às duas últimas linhas experimentais e a árvore isolada da espécie *Ficus gomelleira* próxima à linha de 100 m podem constituir rotas de dispersão através do deslocamento da avifauna.

O levantamento florístico realizado no fragmento florestal indicou que o indivíduo isolado de *Ficus gomelleira* na área degradada é o único representante da espécie em porte arbóreo, estando ausente da área de fragmento e na mancha de vegetação. Por ser uma espécie de estágio de sucessão tardio e por representar abundante alimento para a fauna, o recrutamento das sementes dessa espécie, principalmente para a área de floresta, adquire grande importância. Através do presente

estudo pode-se observar a dispersão de 773 sementes para o interior do fragmento a 20 m de sua borda (Tabela 10). Tal fato representa a superação das duas barreiras iniciais ao seu recrutamento: limitação de fonte e limitação de disseminação (CLARCK *et al.*, 1998), restando para a espécie superar a limitação de estabelecimento no local onde foi disseminada. A emergência de 39 plântulas desta espécie em dois diferentes pontos do interior do fragmento florestal traz um panorama positivo para a sobrevivência da espécie na área, o que será discutido posteriormente.

Árvores isoladas em meio ao campo e pastagens podem funcionar como focos de recrutamento de sementes devido ao comportamento de aves dispersoras que as utilizam como pontos de pouso (*steppings-stones*) para diversos fins como proteção, descanso e alimentação (GUEVARA *et al.*, 1986). É possível que as aves que tenham se alimentado de frutos no fragmento prefiram deslocar-se diretamente para a árvore isolada a utilizar os poleiros próximos à estrada. O deslocamento freqüente de caminhões pode estar influenciando na baixa abundância de espécies e sementes na parcela L2, possível reflexo da perturbação existente nesse local e o comportamento dos agentes dispersores em evitar os poleiros ali presentes.

Na linha localizada no interior do fragmento florestal, 28% das espécies foram zoocóricas, 26% anemocóricas e 2% autocóricas. Quanto ao número de diásporos/m² essa proporção de repete, 45% de anemocoria, 44% de zoocoria e 1% de autocoria. Tanto para número de espécies quanto para o de diásporos obtidos, a síndrome zoocórica e a anemocórica apresentam valores equiparados no interior do fragmento.

Em fragmentos de Floresta Atlântica no Rio de Janeiro, GONDIM (2005) encontrou maior porcentagem de zoocoria em relação à anemocoria para o número de espécies (52 e 35%) e maior porcentagem de anemocoria para os diásporos coletados na chuva de sementes (60 e 37,7%). Apesar de no presente estudo o número de espécies coletados no interior do fragmento ser superior a outros fragmentos florestais, a alta taxa de anemocoria encontrada para a densidade de diásporos, pode indicar um estágio avançado de degradação devido a alterações depressoras da comunidade de animais dispersores, dessecação e aumento da entrada de ventos pelo aumento da área de bordas e ausência de dossel contínuo (PENHALBER e MANTOVANI, 1997). De forma geral, em florestas tropicais há a predominância da dispersão zoocórica (UHL *et al.*, 1991; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1992), no entanto, as síndromes de dispersão podem estar associadas a um gradiente de umidade mesmo a nível local (WUNDERLE,

1997). Como a linha localizada no interior do fragmento foi alocada próxima a borda, a caracterização encontrada refere-se a este ambiente, o que explica a alta porcentagem de anemocoria para densidade de diásporos, diagnosticada através da chuva de sementes para este ambiente.

Quanto à classificação sucessional das espécies identificadas (41) na chuva de sementes, 63% (26) das espécies identificadas foram pioneiras, 10% (4) secundárias iniciais e 7% (3) secundárias tardias. As pioneiras foram responsáveis por 60% (1.491 sementes/m²) das sementes dispersas, as secundárias tardias 21% (554 sementes/m²) e as secundárias iniciais 5% (140 sementes/m²). Os diásporos de espécies não pioneiras foram encontrados no interior do fragmento florestal, correspondendo a 89% do total (1.942 sementes/m²), equivalendo a sete vezes mais que o total encontrado no pasto (283 sementes/m²).

Todas as sementes de espécies não pioneiras zoocóricas encontradas na Área 3, referente ao fragmento e seu entorno, podem ter sido originadas no interior do fragmento, com exceção da espécie *F. gomelleira*, cujo único indivíduo localizado foi a árvore isolada presente a 100m da borda do remanescente florestal. Dentre as espécies não pioneiras duas delas, *G. guidonea* e *M. cinnamomifolia*, foram dispersas até 200 m de distância da borda.

Quase a totalidade das sementes de espécies secundárias tardias (99%), foi dispersa na linha experimental localizada no interior do fragmento (1.320 sementes ou 545 sementes/m²). As espécies que mais contribuíram para esse número foram *F. gomelleira* (703) e *G. integrifolia* (547). Dentre essas espécies, as que possuíram sementes que alcançaram maiores distâncias de dispersão foram as de *G. guidonea* (6) a 200 m de distância da borda do fragmento, *C. oblongifolia* (1) a 100m e *G. integrifolia* (2) a 20 m de distância da borda do fragmento.

Dentre as espécies não pioneiras, a secundária inicial *M. cinnamomifolia* foi a que mais contribuiu para a chuva de sementes no exterior do fragmento florestal quantitativamente (162) e qualitativamente por ter suas sementes dispersas durante quase todo o ano abrangendo 9 meses e estando presente em todas as estações climáticas. Tendo alcançado até 200 m de distância de dispersão, a maior quantidade de diásporos (136) foi encontrado a 20 m da borda externa do remanescente.

A constatação de que 65% das sementes encontradas na linha localizada na borda do fragmento são de espécies arbóreas, e que dentre elas 59% são não pioneiras, principalmente secundárias tardias (52%), e de que apenas 14% (353) são de pioneiras, pode indicar um ambiente de borda pouco perturbado, apesar da amostragem não ser pouco representativa do fragmento inteiro. É possível que o processo de fragmentação na borda estudada tenha sido recente, de forma que o efeito de borda ainda não tenha levado à mudanças na composição florística, gerando o aumento de espécies pioneiras, o que é esperado para ambientes com este (ARAÚJO *et al.*, 2004).

As espécies herbáceas predominaram no aporte total de sementes observado no pasto (1.302 sementes/m²), seguidas das arbóreas (279 sementes/m²), das arbustivas (98 sementes/m²) e lianas (3 sementes/m²). Com a exclusão de dois eventos dispersivos de uma única espécie de gramínea não identificada, nos quais em apenas um coletor foram dispersas 2.398 sementes, sendo as herbáceas responsáveis por apenas 37% (240 sementes/m²) do total de propágulos dispersos. As arbóreas seriam as maiores doadoras de sementes passando a representar 43% do total. Isso indica uma forte limitação para o estabelecimento das espécies arbóreas na área degradada, especialmente devido a presença de melhores competidores, como as plantas r-estrategistas que possuem grande capacidade produtora de sementes, reduzindo a possibilidade de recolonização da área por espécies de final de sucessão menos competitivas (k-estrategistas).

No interior do fragmento florestal (Figura 12), as espécies não pioneiras zoocóricas são 7 vezes mais abundantes que as pioneiras. No seu entorno, a 20 m de sua borda, essa proporção reduz-se em até 5 vezes. Quando se distancia a 100 m da borda, a proporção se inverte e é ampliada, 16 diásporos de espécies pioneiras para cada diásporo de não pioneira. Quando a 200 m, a diferença diminui com um aumento no aporte de diásporos não pioneiros, 12 ordens de magnitude a favor das pioneiras, chegando a ausência de diásporos não pioneiros na distância de 300 m.

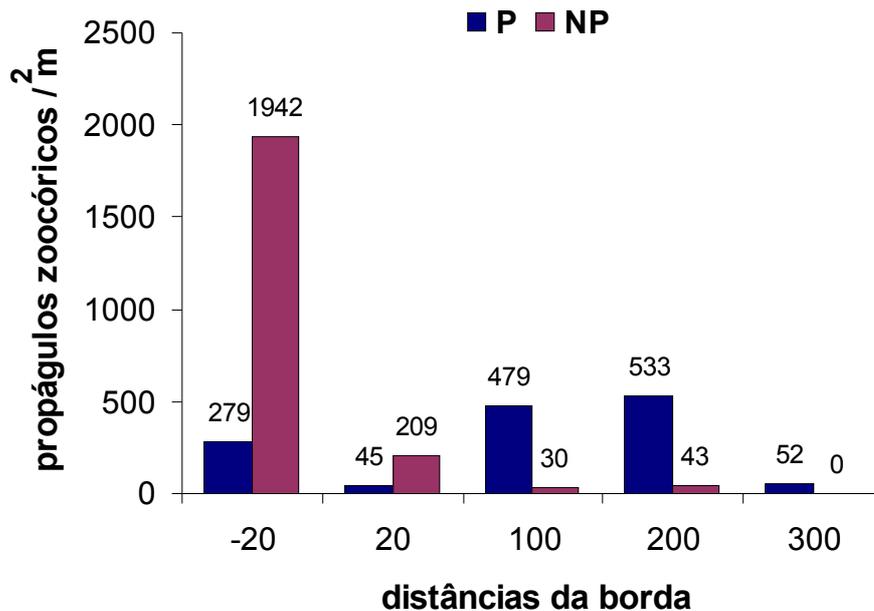


Figura 12 – Número de sementes zoocóricas/m² de espécies arbustivas e arbóreas encontrados na chuva de sementes aportadas a diferentes distâncias da borda do remanescente florestal, Queimados, RJ. P = diásporos de espécies pioneiras; NP = diásporos de espécies não pioneiras. (- 20 = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m de sua borda).

O aumento na quantidade de diásporos não pioneiros a 200 m em relação à distância de 100 m, ao contrário do que se poderia esperar, foi devido à dispersão de espécies provenientes do fragmento florestal (*M. cinnamomifolia* e *G. guidonea*) e não da mancha de vegetação a 50 m de distância. A composição florística da área da mancha de vegetação imediatamente próxima a essa linha é muito mais favorável à visitação de aves frugívoras, com abundância de árvores de *S. terebinthifolia*, *Pisidium guajava* e *C. pachystachya* do que a área da mancha de vegetação mais próxima da linha de 100 m, dominada por indivíduos arbóreos de *G. integrifolia*, de dispersão anemocórica. Logo, a maior visitação de aves frugívoras em área próxima a linha de 200 m pode ter levado ao estabelecimento de rotas de deslocamento fragmento-mancha de vegetação com paradas para processamento de frutos principalmente em poleiros desta linha. Assim, os agentes dispersores das duas espécies não pioneiras encontradas na linha L4 provavelmente se alimentaram de seus frutos no fragmento florestal, utilizaram como pontos de pouso os poleiros artificiais localizados a 200 m de distância se deslocando em seguida à mancha de vegetação para se alimentar de frutos das espécies ali presentes e vice-versa. As sementes de *M. cinnamomifolia* foram encontradas agrupadas em um bolo fecal, o que

sugere que a utilização dos poleiros por aves tenha sido resultante do processamento de frutos obtidos na mancha de vegetação, ou simplesmente como ponto de parada (*stepping-stone*) durante um deslocamento maior. Já as sementes obtidas de *G. guidonea*, por serem maiores e terem sido encontradas sem arilo, sugerem o seu processamento no local. A observação em campo de plântulas dessa espécie na mancha de vegetação, onde indivíduos arbóreos estão ausentes, confirma a possibilidade de intercâmbio de sementes entre o fragmento florestal e a mancha de vegetação na paisagem estudada.

Um total de oito (8) espécies pioneiras arbustivo/arbóreas foi dispersa em até 200 m, sendo todas zoocóricas. As espécies que dispersaram maior número de diásporos até 200 m de distância do fragmento florestal foram *S. terebinthifolia* (155) e *C. pachystachya* (51). A primeira espécie tem como provável origem a mancha de vegetação remanescente (Figura 7), contígua às linhas experimentais a 200 (L4) e 300 m (L5) de distância do fragmento florestal, uma vez que não foi observada nas excursões a campo e nem tão pouco encontrada no levantamento florístico realizado no fragmento florestal (T.P.P. ALVERGA, dados não publicados).

4.2.3 Poleiros artificiais

Os poleiros artificiais instalados no pasto (zona de pastagem da Área 3) foram responsáveis pela dispersão de 412 sementes (327 sementes/m²) das 12 espécies zoocóricas presentes no fragmento florestal e 382 sementes (303 sementes/m²) zoocóricas de espécies presentes em outras áreas (ausentes do fragmento), totalizando 794 sementes (630 sementes/m²) dispersas através da utilização dos poleiros artificiais por animais, presumivelmente aves e morcegos.

Houve diferença significativa entre as distâncias para a presença e ausência de poleiros ($X^2 = 464,5$; $p < 0,001$). Foi indicada uma tendência em relação à distância da borda e o número de espécies zoocóricas presentes abaixo dos poleiros. Além disso, a sua presença no pasto do entorno do fragmento florestal influenciou também o número total de diásporos amostrados nas diferentes distâncias da borda do fragmento, uma vez que a chuva de sementes promovida pelos poleiros foi quase que exclusivamente de espécies zoocóricas (Tabela 10).

Tabela 10 – Número absoluto de sementes coletadas para cada espécie, com as respectivas distâncias de coleta (em metros) e síndromes de dispersão nas áreas de estudo, Queimados, RJ, nov/06 a out/07. Fr = fragmento; (-20 = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m de sua borda). (Continua)

Identificação	Fr		Com Poleiro			Sem Poleiro			
	-20	20	100	200	300	20	100	200	300
Zoocoria									
<i>Actinostemom</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	6	2	63	51	7	0	0	0	0
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0	0	55	3	0	0	0	0	0
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil.	111	1	22	4	1	0	1	0	0
<i>Ficus gomelleira</i> Kuth & Bouche	773	0	0	0	0	0	11	0	0
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	0	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	96	136	5	21	0	0	0	0	0
<i>Paullinia rubiginosa</i> Cambess.	31	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	0	18	42	155	1	0	0	0	0
<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	12	0	0	12	0	0	0	0	0
<i>Solanum palinacanthum</i> Dun.	22	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Trema micrantha</i> Blume.	2	0	8	4	0	0	0	0	0
Leg.-Faboideae	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Solanaceae	13	5	0	31	3	0	0	0	0
Indeterminada 5	0	0	0	3	1	0	0	0	0
Indeterminada 8	22	0	0	2	0	0	0	0	0
Indeterminada 27	0	6	0	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 28	0	5	101	0	4	0	0	0	0
Indeterminada 63	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 91	5	0	0	5	0	0	0	0	0
Indeterminada 103	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Anemocoria									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Casearia</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 10 – Continuação

Identificação	Fr		Com Poleiro			Sem Poleiro			
	-20	20	100	200	300	20	100	200	300
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad) R. M. King & H. Rob	126	54	2	1	0	0	0	1	16
<i>Ditassa</i> sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Emilia sagittata</i> (Vahl.) DC.	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	24	4	0	0	15	0	1	0	0
<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	547	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	274	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Praxelis pauciflora</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serjania communis</i> Cambess.	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serjania</i> sp. 1	17	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serjania</i> sp. 2	21	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	76	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Triplaris surinamensis</i> Cham.	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vernonia macrophylla</i> Less.	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteraceae	1		0	0	0	0	0	0	0
Gramineae	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Indeterminada 48	0	0	0	0	0	0	0	0	141
Indeterminada 122	2	0	0	0	0	0		0	0
Autocoria									
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	0	0	0	10	0	0	0	0	0
<i>Ludwigia</i> sp.	15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sidastrum micranthum</i> (St. Hil.) Fryxell	0	1	0	39	0	0	61	35	5
Gramineae	0	0	12	3	1	12	2.402	1	3
Indeterminada 112	0	0	0	0	0	0	155	0	0
Epizoocoria									
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	16	0	14	0	0	0	1	0	3
<i>Triumfetta bartramia</i> L.	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Total das identificadas	2.254	241	330	343	35	13	2.633	38	168
Total das indeterminadas	260	0	1	40	6	6	2	3	0
Total Geral	2.514	241	331	383	41	19	2.635	41	168

Das 10 espécies arbustivo-arbóreas dispersas na linha a 300 m, 6 (60%) eram zoocóricas e as outras quatro (40%), espécies ruderais presentes no pasto. As seis espécies zoocóricas provavelmente alcançaram essa linha devido à presença dos poleiros artificiais, já que na ausência dos mesmos apenas as espécies ruderais já presentes no pasto teriam a possibilidade de se estabelecerem. Ao menos três das 6 espécies zoocóricas dispersas sob poleiros a esta distância (*C. pachystachya*, *E. pulchrum* e *S. terebinthifolia*) estão presentes na mancha de vegetação, o que diminui a provável distância de dispersão de 300 m para 50 m, podendo-se afirmar apenas que a função destes poleiros no recrutamento de espécies zoocóricas atingiu, para essa linha, um mínimo de 50 m.

Em área de mineração na Flórida, foram encontradas sob os poleiros 341 sementes/m² (McCLANAHAN & WOLFE, 1987), no Cerrado, 456 sementes/m² (MELO, 1997), em Floresta de Araucária no Rio Grande do Sul, 10 sementes/m² (ZANINI & GANADE, 2005). Considerando que a metodologia do último estudo, ZANINI & GANADE (2005), consistiu na contagem das sementes no chão sob os poleiros sem a utilização de coletores, pode ter levado a uma subestimação no número de sementes aportadas como os próprios autores sugerem. A grande quantidade de sementes obtida no estudo em área de Cerrado distribuiu-se em sua maioria (95%) em dois gêneros, *Coccocypselum* spp e *Cecropia* spp e em espécies da família Melastomataceae, o que não representa grande diversidade de espécies entre as sementes aportadas, apesar de apresentar um número expressivo de sementes.

É possível que o pasto estudado, por sua recente perturbação, ainda abrigue comunidades de aves frugívoras e onívoras generalistas, consideradas mais independentes de fitofisionomias florestais cuja área de vida, com a diminuição de habitat, tenha se tornado mais dependente das áreas degradadas do entorno e manchas de vegetação vizinhas que ofereçam recursos complementares aos já escassos no impactado fragmento florestal.

Houve dois registros de espécies zoocóricas (*E. pulchrum* e *F. gomelleira*) em coletores testemunha e não nos coletores instalados abaixo de poleiros artificiais (Tabela 10). Ambos os eventos foram observados no coletor à 100 m da borda, mais próximo da única árvore de *Ficus gomelleira* remanescente no pasto estudado.

A dispersão de 794 sementes zoocóricas (630 sementes/m²/ano) sob os poleiros e somente 12 sementes (10 semente/m²/ano) abaixo dos coletores testemunha corrobora

a hipótese da função dos poleiros como focos de dispersão de sementes. Houve diferença significativa ($\chi^2 = 464,48$; $p < 0,01$) entre a frequência da síndrome de dispersão zoocoria em relação à presença/ausência de poleiros.

Na área para mineração na Flórida, ao longo de dois anos, os poleiros artificiais levaram a um aumento de 150 vezes do aporte de sementes (McCLANAHAN & WOLFE, 1993), em New Jersey (EUA), esta proporção foi aumentada em 95,5 vezes em um ano, quando comparado à área adjacente semelhante sem poleiros artificiais (McDONNELL & STILES, 1983), e em 13 vezes em área de restauração no Cerrado após 6 meses de observações (MELO, 1997). No presente estudo, o uso de poleiros artificiais gerou um acréscimo no aporte de sementes zoocóricas de 63 vezes em relação as coletores testemunhas. Quando comparado aos coletores testemunha, o aporte de sementes obtido sob poleiros em área degradada na Floresta Atlântica superou a quantia observada na área de Cerrado (MELO, 1997), mas foi inferior aos outros dois estudos em região temperada norteamericana (McDONNELL & STILES, 1983 e McCLANAHAN & WOLFE, 1993). Isto pode indicar que a utilização de poleiros artificiais para aumento do aporte de sementes em áreas degradadas naquelas regiões possa ser mais eficiente, dado que o aporte em coletores testemunha foi bastante reduzido. No entanto, todos os estudos citados, inclusive o presente estudo, obtiveram aumento no aporte de sementes com a utilização de poleiros artificiais, além de grande quantidade de sementes aportadas sob essas estruturas, o que confirma a eficiência desta técnica para todas as áreas em que foi testada.

No presente estudo, os poleiros artificiais geraram incremento tanto no número de espécies quanto na abundância de sementes no pasto do entorno do fragmento. Isto também influenciou na não aleatoriedade do padrão de deposição de sementes, concentrado nos locais com poleiros, indicando a eficiência da utilização desta técnica como nucleadora. Através do incremento da complexidade estrutural do pasto do entorno, o padrão de deposição de sementes zoocóricas mostrou-se mais previsível.

Avaliações do aporte de sementes abaixo de árvores e arbustos remanescentes em pastagens constataram densidades superiores ao aporte de sementes abaixo de poleiros artificiais. No México, GUEVARA & LABORDE (1993) obtiveram 710 sementes/m² abaixo de árvores do gênero *Ficus*; em pasto abandonado na Amazônia NEPSTAD *et al.* (1996) observaram 990 sementes/m² sob indivíduos de *Solanum crinitum* com 22 espécies arbóreas e lianas e apenas 2,4 sementes/m² em coletores

testemunhas com apenas 5 espécies de árvores e lianas. Estudos com árvores remanescentes em pastagens observaram aumento significativo na dispersão e estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas sob sua copa (GUEVARA, *et al.*, 1986; McDONNELL & STILES, 1983; GUEVARA & LABORDE, 1993; NEPSTAD *et al.*, 1996; HOLL *et al.*, 2000 e HOLL, 2002).

Outra forma de aumentar o aporte de sementes em áreas degradadas é a implantação de cercas-vivas no lugar das cercas tradicionais, funcionando como habitat, corredor ou “*stepping stones*” para espécies de plantas e animais (CORBIT *et al.*, 1999; ESTRADA *et al.*, 1997, ESTRADA *et al.*, 2000), além de contribuir na geração de gradientes de temperatura, participar na ciclagem de nutrientes e contribuir na manutenção e estabilidade do solo (MOLANO *et al.*, 2002). Algumas cercas-vivas são remanescentes propositalmente deixadas nos pastos após a derrubada da floresta em que a cerca estava inserida, outras regeneraram naturalmente ao longo de cercas presentes no pasto. Espécies florestais podem persistir junto a essas cercas-vivas quando de sua implantação, ou serem dispersas para essas áreas quando conectadas a um remanescente florestal.

Os estudos existentes demonstram que poleiros artificiais, árvores isoladas e cercas-vivas contribuem para o aumento na densidade de sementes em áreas degradadas, sendo componentes críticos de projetos de conservação em áreas fragmentadas. A diversidade de espécies e taxa de utilização pela fauna dependerá da posição destes elementos na paisagem, o que norteia estratégias de conservação para o emprego destas “técnicas” visando aumento da conectividade de áreas florestadas.

As árvores presentes na borda do fragmento florestal proporcionam um número incontável de espaços para o processamento dos frutos, além de ser fonte de frutos comestíveis pelas aves (McDONNELL & STILES, 1983). Esta hipótese é corroborada pela maior quantidade de diásporos zoocóricos encontrados na linha no interior do fragmento florestal (1.103; 1.432 sementes/m²).

Em relação a distância do fragmento, o maior número de sementes zoocóricas dispersas sob os poleiros foi obtido a 100 e 200 m do remanescente florestal (1.005 e 816 sementes/m²), seguido de 20 m (470 sementes/m²) e 300 m (81 sementes/m²) da borda (Figura 13).

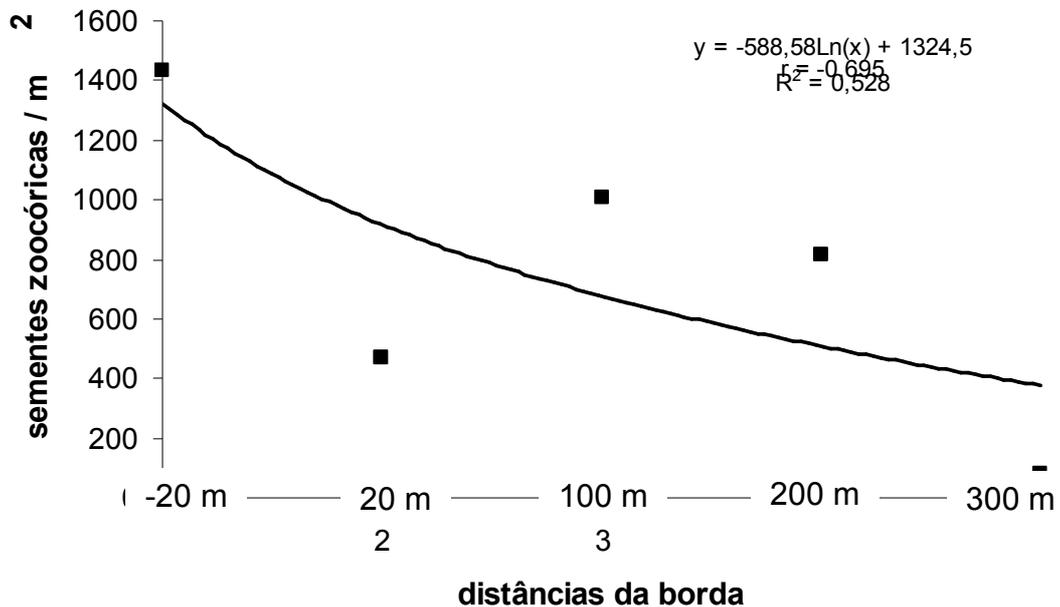


Figura 13 – Curva e equação de regressão representando distâncias da borda do remanescente florestal (em metros) e número de sementes zoocóricas/m² amostradas sob poleiros artificiais, de novembro de 2006 a outubro de 2007, Queimados, RJ.

O padrão de dispersão de sementes zoocóricas sob os poleiros a partir do fragmento florestal se caracterizou por uma diminuição a 20 m da borda, seguida de dois picos distintos que reflete o aumento de sementes depositadas próximos à árvore isolada e à mancha de vegetação e posterior redução na última linha do experimento já observadas anteriormente.

De acordo com o mecanismo de Janzen-Connel (1970 e 1971), a abundância de sementes decresce com a distância da planta-mãe (TERBORGH *et al.*, 2002). Como a maioria das espécies zoocóricas (75%) estava presente no fragmento florestal (13 espécies das 17 identificadas até nível de família), esperava-se que a chuva de sementes decresceria a partir da linha a 20 m numa curva suave até a linha a 300 m. Esta curva é demonstrada pela linha de tendência da Figura 13, nota-se, porém, que a deposição de sementes zoocóricas sob poleiros a 20 m do fragmento florestal foi inferior a linhas mais distantes (L3 a 100 m e L4 a 200 m), reforçando mais uma vez o impacto das perturbações próximas ao fragmento (estrada). Já nos poleiros das linhas subseqüentes, a proximidade da árvore isolada e mancha de vegetação parece ter contribuído para o

maior aporte de sementes zoocóricas. Isso enfatiza o efeito da distância no padrão de deposição de sementes como estreitamente relacionado ao comportamento animal. Por sua vez o seu deslocamento depende dos elementos presentes na paisagem, tais como áreas mais antropizadas, árvores isoladas, manchas de vegetação e barreiras ou perturbações localizadas. Assim, ações de recuperação ambiental devem considerar os elementos da paisagem que possam influenciar na heterogeneidade da deposição de sementes pelos agentes dispersores.

MENDES (1997) encontrou grande diferença no aporte de sementes sob poleiros artificiais entre as distâncias da floresta nativa (0 m, 103 m, 206,5 m e 375,5 m). A quantidade de sementes obtidas nas distâncias não foi influenciada pela proximidade da área fonte, mas sim pela complexidade estrutural do ambiente, com a presença de faixas de eucalipto e mata em regeneração nas distâncias nas quais foram instalados os poleiros. Em seu estudo na Costa Rica, HOLL (1993) constatou que o aporte de sementes sob os poleiros foi significativo, mas não obteve diferença entre as distâncias da área de floresta em que instalou os poleiros artificiais (25 e 250 m). Talvez por se tratar de uma floresta contínua com baixa taxa de movimentação de aves para a matriz de pastagens, não tenha havido efeito da distância. Nas áreas em regeneração próximas a uma floresta de carvalho, McDONNELL & STILES (1983) obtiveram resultados significativos nas distâncias amostragem a 120 m a 160 m da borda da área de floresta. Uma cerca próxima à última distância pode ter levado ao segundo pico encontrado na quantidade de sementes, o primeiro se dando na distância mais próxima da área fonte de sementes. ZANINI & GANADE (2005) observaram aumento na abundância e riqueza de espécies de sementes com o uso de poleiros a 50 m de área de floresta nativa de Araucária do Rio Grande do Sul, não tendo, porém, testado outras distâncias da área fonte.

Pode-se dizer que, uma matriz heterogênea, com presença de maior complexidade estrutural e disponibilidade de frutos carnosos estimularia a movimentação da fauna dispersora e, conseqüentemente, a dispersão de sementes provenientes de remanescentes florestais contíguos à fonte de sementes (fragmentos). Da mesma forma, ficou evidenciado que a dispersão de sementes zoocóricas promovida pelos poleiros praticamente cessou após 200 m de distância do fragmento (Figura 13). Isto representa a limitação do seu uso em áreas onde a matriz ambiental apresente distâncias entre fontes superiores a este valor. Para seu funcionamento como nucleador,

de acordo com o presente estudo, a distância de 200 m representaria ao mesmo tempo o ponto máximo de aporte de sementes de espécies zoocóricas e a distância máxima recomendada entre fonte e poleiro.

4.2.4 Sazonalidade da chuva de sementes

Ao se analisar o número de espécies dispersas no decorrer do ano em toda a área de estudo, pode-se verificar uma tendência das anemocóricas terem sua frutificação concentrada de junho a outubro, meses de menor precipitação. As zoocóricas apresentaram mais espécies dispersando suas sementes de dezembro, janeiro e março, meses mais úmidos (Figura 14).

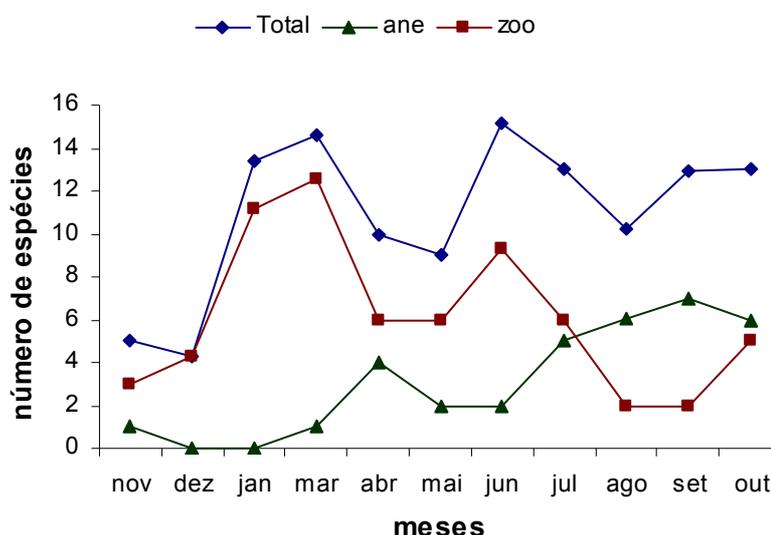


Figura 14 – Número de espécies anemocóricas, zoocóricas e total de espécies de plantas arbustivas, arbóreas e lianas encontrados de nov/06 a out/07 na chuva de sementes aportada a diferentes distâncias da borda do remanescente florestal, Queimados, RJ.

A inversão entre o número de espécies zoocóricas e as anemocóricas nos meses de julho e outubro (Figura 14) indica que a época preferencial para instalação de poleiros em áreas semelhantes no Estado do Rio de Janeiro seria o mês de outubro. Os poleiros utilizados no experimento, com durabilidade de no máximo um ano, permaneceriam viabilizando o aporte de sementes no pasto na época de pico de dispersão das espécies zoocóricas (de outubro a junho). A degradação de sua estrutura não se constituiria em prejuízo na dispersão de sementes a partir de julho a setembro, quando novos poleiros poderiam ser instalados no pasto.

É freqüente a constatação de simultaneidade entre a maturação de sementes zoocóricas e a disponibilidade sazonal de animais dispersores e condições favoráveis para a germinação de sementes (SNOW, 1970; WILLSON, 1992; PENHALBER e MANTOVANI, 1997; SIQUEIRA, 2002; NUNES *et al.*, 2003). Na estação úmida as aves se reproduzem e aumentam atividades de forrageamento em busca, principalmente, de frutos carnosos ricos em nutrientes e calorias. Já as espécies anemocóricas beneficiam-se com a dispersão de suas sementes na estação seca pela ação dos ventos mais freqüentes nesta época (PIÑA-RODRIGUES e PIRATELLI, 1993).

O número de espécies aportadas nos coletores foi mais constante que o de indivíduos, esses apresentando grande variação entre os meses (Figuras 15 e 16). Quanto à sazonalidade da produção de diásporos, o pico de produção ocorreu no mês de janeiro (3.760 sementes/m²) e junho (2.465 sementes/m²), os meses de menor produção foram março (282 sementes/m²), abril (129 sementes/m²) e maio (93 sementes/m²). A grande quantidade de sementes aportadas no mês de janeiro se deveu à produção de sementes de uma espécie de gramínea presente no pasto que depositou em único coletor 1.940 diásporos, que correspondeu a 60% do total de sementes aportadas em toda a área nesses meses.

Excluindo as herbáceas da análise, janeiro e dezembro passam a ser o segundo (82 sementes/m²) e terceiro (51 sementes/m²) meses com maior deposição de diásporos depois do mês de junho (311 sementes/m²). Analisando separadamente o conjunto das linhas instaladas no pasto e a linha do fragmento florestal, podemos observar a contribuição das síndromes no decorrer dos meses de estudo nestes dois ambientes (Figuras 15 e 16).

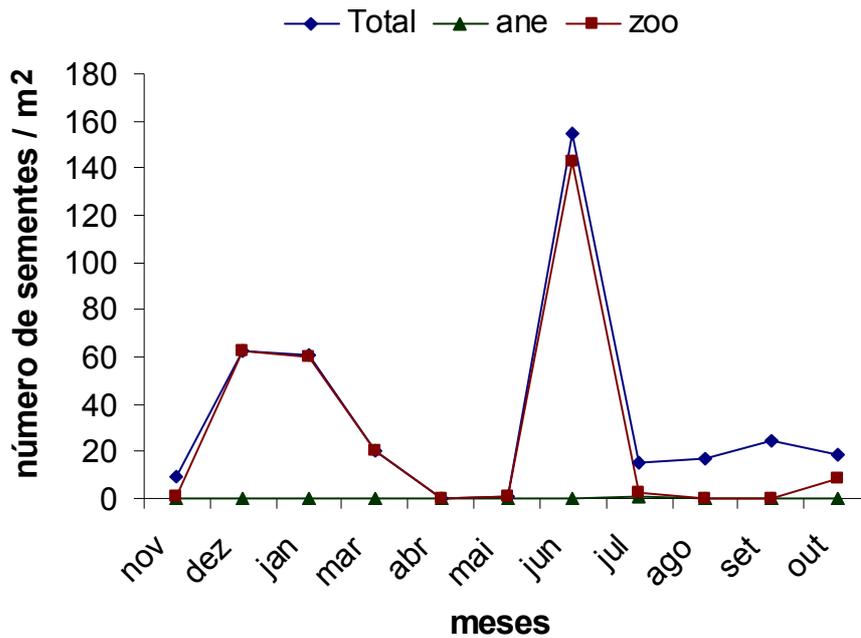


Figura 15 – Número de sementes/m² de espécies anemocóricas, zoocóricas e total de espécies de plantas arbustivas, arbóreas e lianas amostradas de nov/06 a out/07 na chuva de sementes no pasto, Queimados, RJ.

Considerando as espécies arbustivas, arbóreas e lianas, no pasto nota-se uma predominância da síndrome zoocórica entre os meses dezembro a junho. No mês de abril não houve registros de espécies arbustivas arbóreas e lianas. É possível que o aporte nos sete coletores (devido à perda neste mês de 9 dos 16 instalados no pasto), mesmo corrigidos para igualar o esforço amostral não foi suficiente para um aporte de sementes representativo do mês. Nos meses subsequentes a junho, houve queda brusca dentre as sementes zoocóricas aportadas. Em dezembro, a zoocoria foi observada para 100% dos diásporos dispersos, 71% destes representados por 136 diásporos da espécie *M. cinnamomifolia*. Em janeiro a zoocoria representou 98% (185 ou 60 sementes/m²) do total de sementes dispersas sem a presença das herbáceas, com a espécie *C. pachystachya* contribuindo com 108 diásporos (58%). Um total de 93% (439 ou 142,5 sementes/m²) das sementes dispersas no mês de junho foram de sementes dispersas por animais, sendo 214 oriundos de uma única espécie, *S. terebinthifolia*.

No mês de setembro foram depositadas no interior do fragmento florestal, a 20 m da borda, 95 sementes de *M. cinnamomifolia* agrupadas em um único bolo fecal. Agrupadas em bolos fecais também foram depositadas sob poleiros a 200 m da borda um total de 20 sementes em junho e a 100 m foi amostrado um total de cinco no mês de

dezembro. Sem considerar as herbáceas, a dispersão de diásporos no interior do fragmento seguiu tendência similar, com o pico de produção no mês de junho (936 sementes/m²), sendo que a taxa de espécies zoocóricas representou 98% das espécies dispersas neste mês (Figura 16).

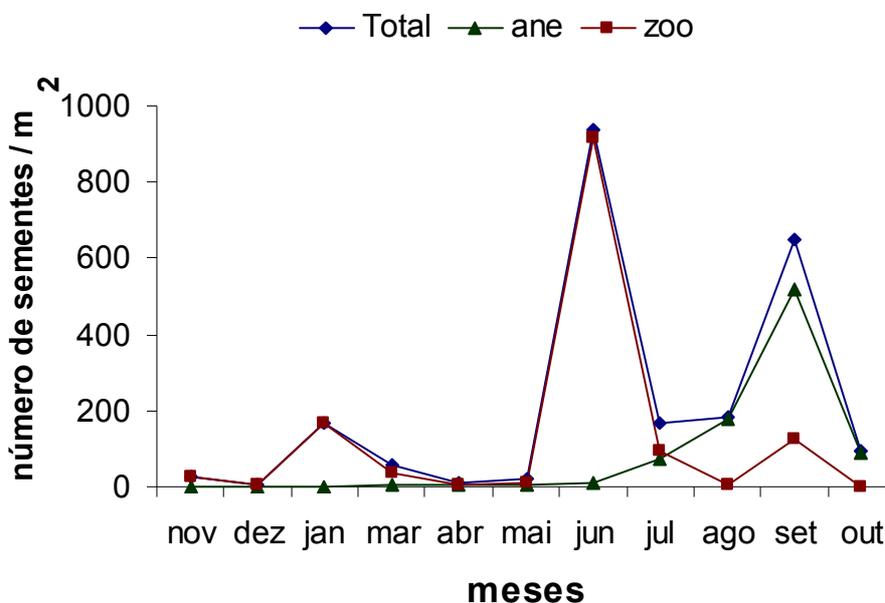


Figura 16 – Número de sementes/m² de espécies anemocóricas, zoocóricas e total de espécies de plantas arbustivas, arbóreas e lianas amostradas de nov/06 a out/07 na chuva de sementes no interior do remanescente florestal (a 20 m da borda), Queimados, RJ.

A anemocoria foi a síndrome mais freqüente nos meses de julho a outubro com um pico pronunciado no mês de setembro. O aumento de dispersão abiótica em meses secos foi relatado por outros autores (MORELLATO e LEITÃO-FILHO, 1992, PIÑARODRIGUES e PIRATELLI, 1993; PENHALBER e MANTOVANI, 1997; SIQUEIRA, 2002). Na estação seca, as espécies anemocóricas beneficiam-se da baixa umidade relativa (maturação dos frutos), queda de folhas de muitas espécies e dos ventos abundantes.

Do total de sementes zoocóricas dispersas no mês de junho a 20 m da borda no interior do fragmento florestal, 99% (703) dos diásporos foram provenientes de uma única espécie zoocórica, *F. gomelleira* presente no pasto a 100 m da borda deste fragmento. Esta árvore isolada frutificou nos meses de junho e julho e os registros encontrados foram provenientes de bolos fecais de aves presentes nos coletores nestas datas.

Observa-se déficit na oferta de alimento em alguns meses do ano e sobreposição de produção das espécies zoocóricas mais frequentes e representativas em alguns períodos de pico (Figura 17).

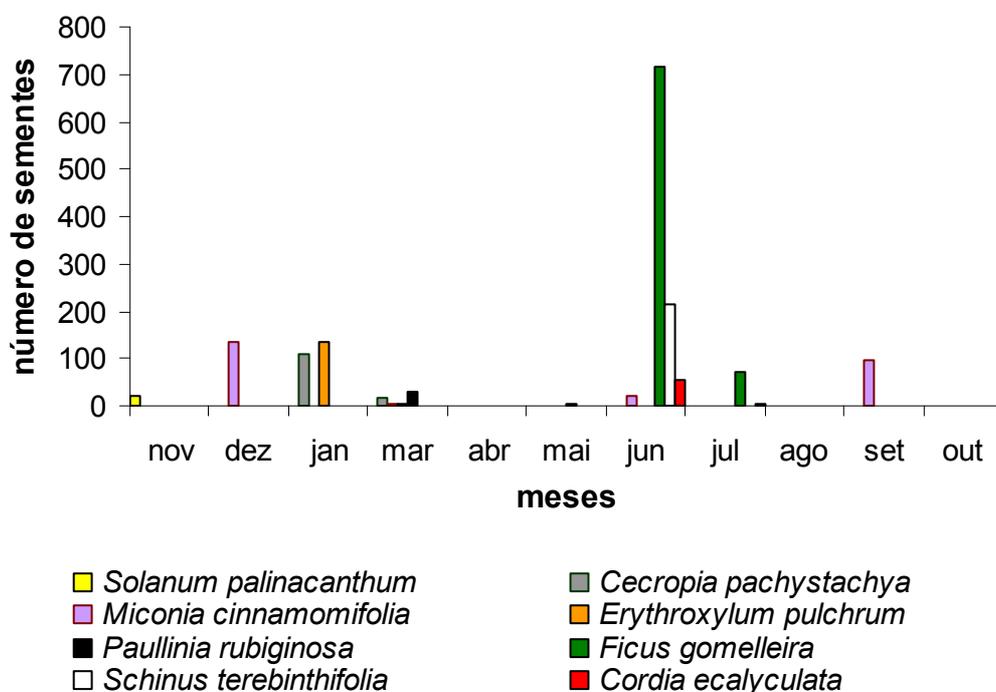


Figura 17 – Número total de sementes das espécies zoocóricas mais abundantes e frequentes encontradas de nov/06 a out/07 na chuva de sementes aportadas a diferentes distancias da borda do remanescente florestal, Queimados, RJ.

As espécies ofertaram sementes aos agentes dispersores em épocas distintas. Nos meses de abril, maio, agosto e outubro houve grande queda na produção de diásporos, que refletiu na baixa produção das espécies. As espécies *S. terebinthifolia* e *F. gomelleira* dispersaram 69% do total de sementes aportadas em junho, o que levou a um padrão de dispersão diferente ao encontrado por outros estudos na Floresta Atlântica, onde há maior produção em meses de maior umidade (MORELLATO e LEITÃO-FILHO, 1992; PENHALBER e MANTOVANI, 1997; SIQUEIRA, 2002; NUNES *et al.*, 2003). A tendência da maior concentração da produção de diásporos nos meses úmidos foi encontrada neste estudo, mas adicionalmente a isso, um pico maior de produção em um dos meses secos ocorreu devido a dispersão de duas espécies produtoras de enorme quantidade de sementes, *F. gomelleira* (784) e *S. terebinthifolia*

(216). A ocorrência de picos de frutificação na estação seca pode ser importante para uma melhor distribuição de recurso alimentar para a fauna frugívora ao longo do ano.

4.2.5 Estabelecimento de plântulas

Nos sete meses de coletas, foram obtidas nos ensaios de estabelecimento 256 plântulas (443 indivíduos/m²) referentes a 43 morfoespécies, sendo 63% do material identificado até o nível família botânica. Foram identificadas em nível de espécie 42% (18) das morfoespécies, além de 5% (2) em nível de gênero e 16% (7) em família, totalizando 63% de espécies identificadas (Tabela 11).

Tabela 11 – Espécies de plântulas identificadas até nível de família emergidas nas áreas de estudo em Queimados, RJ, nov/2006 a out/2007. Síndrome: ane (anemocoria), zoo (zoocoria), auto (autocoria), epizoo (epizoocoria) e indet (indeterminada); Hábito: lian (liana), her (herbácea), arb (arbustiva) e arv (arbórea); Classe Sucessional: P (pioneira), SI (secundária inicial) e ST (secundária tardia). (Continua)

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Amaranthaceae	<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	ane	her	-
	Indeterminada 1	ane	her	-
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	zoo	arv	P
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Shrad) R. M. King & H. Rob.	ane	her	-
	<i>Emilia sonchifolia</i> DC.	ane	her	-
	<i>Praxelis pauciflora</i> (H.B.K.) R. M. King & H. Rob.	ane	her	-
	<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less	ane	her	-
	<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DCE	ane	her	-
	<i>Emilia sagittata</i> (Vahl.) DC.	ane	her	-
	Indeterminada 2	ane	-	-
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	ane	arv	SI
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	zoo	arv	ST
Fabaceae-Papilionoideae	<i>Aeschynomene histrix</i> Poir.	epizoo	arb	P

Tabela 11 – Continuação

Família	Nome Científico	Síndrome	Hábito	Classe Sucessional
Lamiaceae	<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	auto	her	-
	Indeterminada 3	indet	her	-
Malvaceae	<i>Wissadula</i> sp.	auto	her	-
Mirtaceae	Indeterminada 4	zoo	arv	P
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i> Kuth & Bouche	zoo	arv	ST
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	auto	her	-
Oxalidaceae	<i>Oxalis sepium</i> A.St.-Hil.	auto	arb	P
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	ane	arv	ST
Rubiaceae	Indeterminada 5	indet	-	-
Solanaceae	<i>Solanum palinacanthum</i> Dun.	zoo	arb	P
	Indeterminada 6	indet	-	-
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	zoo	arv	P
	Indeterminada 7	indet	-	-
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	ane	arb	P

A linha situada no interior do fragmento florestal (L1) apresentou o maior número dentre as espécies arbustivo-arbóreas (5; 25%). Dessas, três eram zoocóricas (*C. pachystachya*, *S. palynacanthum* e *F. gomelleira*) e duas anemocóricas (*S. leucanthum*, *G. integrifolia*). A segunda área em número de espécies arbustivo-arbóreas foi à última linha, distância de 300 m do fragmento e 50 da mancha de vegetação, com 4 espécies arbustivo-arbóreas: *C. pachystachya*, *Cordia ecalyculata*, *S. leucanthum* e uma espécie indeterminada pertencente à família Myrtaceae, ausente no aporte da chuva de sementes.

Nas distâncias de 100 e 200 m ocorreram duas espécies arbustivo-arbóreas cada, *S. leucanthum* esteve presente em ambas. A 200 m, sob poleiro artificial, germinaram 10 plântulas de *S. terebinthifolia*, somadas às 155 dispersas na chuva de sementes sob poleiros a essa distância representaram 72% do total de diásporos desta espécie dispersos em toda a área. A 100 m, sob poleiro artificial, foi verificada a germinação de 10 indivíduos da espécie *C. pachystachya*, provavelmente, provenientes de chuva de sementes de fevereiro e março de 2007. Nessa mesma linha 63 diásporos da espécie haviam sido dispersos em fevereiro do mesmo ano.

A segunda linha do experimento, 20 m do fragmento (L2), apresentou o menor número de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, sendo que apenas duas espécies pertencentes a estes hábitos germinaram nos recipientes instalados tanto sob os poleiros quanto nas testemunhas, apesar de terem sido obtidos 169 diásporos (1707 sementes/m²) na chuva de sementes a essa distância. O modo agrupado como a maioria (83%) desses diásporos foram dispersos (131 diásporos de *M. cinnamomifolia* dispersos em um único coletor e 10 de *S. terebinthifolia* em outro), pode refletir que a dispersão de diásporos dependa de poucos eventos dispersivos onde os dispersores carregem grande quantidade de sementes. O número reduzido de espécies regenerantes não necessariamente indica que ocorra um baixo potencial de recrutamento a essa distância, uma vez que pelo menos duas espécies zoocóricas tiveram suas sementes dispersas sob poleiros artificiais.

Após dois anos de estudos em pasto abandonado na Amazônia, a densidade de plântulas obtida foi de 0,24 indivíduos/m² e em áreas de floresta de 8,9 a 14,8 indivíduos/m², sendo ao menos duas ordens de magnitude maior do que nas áreas de pasto (NEPSTAD *et al.*, 1996). A baixa densidade e diversidade de indivíduos regenerantes encontradas no estudo na Amazônia (*op cit.*, 1996) podem se dever à mortalidade e baixas taxas de emergência de plântulas causadas pela alta taxa de predação documentada pelos autores, além das condições microclimáticas extremas observadas na área do pasto estudada. No presente estudo, a densidade de plântulas de espécies arbóreas no interior do fragmento florestal foi bastante superior a obtida por NEPSTAD *et al.*, (1996), sendo de 454 indivíduos/m²; já no pasto este número foi 66 vezes inferior (7 indivíduos/m²), considerando-se apenas os ensaios de estabelecimento testemunha, sem poleiros, porém superior ao valor encontrado pelos autores em pasto abandonado na Amazônia.

Muitas das espécies arbóreas de fim de sucessão que estavam presentes na chuva de sementes não foram encontradas germinando (*C. oblongifolia*, *G. guidonea*, *M. cinnamomifolia*, *T. surinamensis* e *Casearia* sp.) o que pode indicar mortalidade por predação, competição, dessecação, fogo e condições do solo (McCLANAHAN & WOLFE, 1993). As espécies não pioneiras que germinaram nos ensaios de estabelecimento foram *G. integrifolia*, *F. gomelleira*, *S. leucanthum* e *C. ecalyculata*, as duas últimas sendo encontradas no pasto. Os registros de *S. leucanthum* a 200 e 300 m do fragmento, provavelmente foram provenientes da dispersão de diásporos da mancha

de vegetação à 50 m de distância onde indivíduos adultos desta espécie foram observados (Anexo B). O registro mais surpreendente e complementar às informações sobre a ecologia da dispersão da espécie neste estudo, foi o da emergência de plântulas de *C. ecalyculata* a 300 m de distância de sua área-fonte, o fragmento florestal. A distância máxima de dispersão de diásporos desta espécie encontrada na chuva de sementes havia sido de 200 m, porém pelos dados de emergência de plântulas, esta amplia-se para 300 m. Assim sendo, *C. ecalyculata* foi a espécie com maior distância de dispersão dentre aquelas com ocorrência exclusiva no fragmento. *M. cinnamomifolia* e *G. guidonea*, também exclusivas do fragmento, tiveram suas sementes dispersas até 200 m de distância.

No interior do fragmento florestal foi observada a emergência de 39 plântulas da espécie arbórea *F. gomelleira* demonstrando que os diásporos dispersos na área, aportados nos coletores do estudo, estavam viáveis e com capacidade de germinação. Plântulas de *F. gomelleira* e *G. integrifolia* foram as duas únicas espécies tardias nos ensaios de estabelecimento instalados na borda do fragmento (Tabela 12). Além destas, uma espécie apenas era secundária *S. leucanthum*, mas de início de sucessão. A ausência de regeneração de espécies tardias encontrada na borda da floresta indica mudanças na abundância relativa e composição de espécies de plantas (NASCIMENTO e LAURANCE, 2006). Provavelmente ocorrerão mudanças na composição e estrutura deste fragmento florestal em decorrência de incêndios e efeito de borda relacionados às mudanças microclimáticas, aumento de ventos e diminuição da comunidade de animais dispersores de sementes. Desta forma, espécies pioneiras e secundárias poderão ser favorecidas com as novas condições criadas com a redução do número de árvores tardias. A presença de uma matriz circundante extremamente degradada, a ausência de outros fragmentos florestais próximos e a presença de apenas uma mancha de vegetação com baixa diversidade para troca de propágulos, levam a uma perspectiva desfavorável à conservação do fragmento florestal estudado. Essa tendência pode ser revertida com a implementação de técnicas de recomposição como enriquecimento com espécies tardias de sementes grandes, restauração do ambiente de matriz para o amortecimento do efeito de borda, além de plantio de árvores isoladas, implantação de poleiros artificiais e cercas-viva para ligação entre esta e outras áreas florestadas.

Tabela 12 – Número absoluto plântulas emergidas para cada espécie, com as respectivas distâncias de coleta (em metros) e síndromes de dispersão nas áreas de estudo em Queimados, RJ, nov/2006 a out/2007. Fr = fragmento; (- 20) = linha localizada no interior do fragmento, a 20 m de sua borda

Identificação	Fr		Com poleiro			Sem poleiro				Total
	-20	20	100	200	300	20	100	200	300	
Zoocoria										
<i>Ficus gomelleira</i> Kuth & Bouche	39	0	0	0	0	0	0	0	0	39
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	3	0	5	0	7	0	0	0	0	15
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
<i>Solanum palinacanthum</i> Dun.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Myrtaceae (Indeterminada 4)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Anemocoria										
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Shrad) R. M. King & H. Rob.	3	8	0	19	0	1	0	1	0	32
<i>Emilia sonchifolia</i> DC.	0	0	1	0	0	0	0	3	0	4
<i>Praxelis pauciflora</i> (H.B.K.) R. M. King & H. Rob.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less	2	0	0	2	2	0	0	0	1	7
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DCE	4	0	1	0	0	1	0	0	3	9
<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	8	0	0	0	0	0	1	2	1	12
<i>Emilia sagitatta</i> (Vahl.) DC.	4	0	0	2	5	0	5	1	3	20
<i>Lantana camara</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	11	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Asteraceae (Indeterminada 2)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2
Amaranthaceae (Indeterminada 1)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Autocoria										
<i>Wissadula</i> sp.	0	0	0	3	0	0	0	18	0	21
<i>Oxalis sepium</i> A.St.-Hil.	0	2	0	4	0	0	0	0	0	6
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Epizoocoria										
<i>Aeschynomene histrix</i> Poir.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Total das identificadas	86	10	9	41	19	3	6	25	9	208
Total Indeterminadas	22	3	3	6	3	1	0	1	5	44
Total Geral	108	13	12	47	22	4	6	26	14	252

A presença de poleiros artificiais propiciaram o estabelecimento de 6 espécies de plântulas arbustivo-arbóreas, dentre elas *S. terebinthifolia*, *C. pachystachya* e *C. ecalyculata*. Sem a presença destas estruturas foi observada a emergência (aqui também referida como estabelecimento) de apenas uma espécie, *S. leucanthum*.

Quanto à densidade de plântulas arbustivo-arbóreas, nos ensaios localizados sob poleiros houve a emergência de 154 indivíduos/m², enquanto nos ensaios testemunha obteve-se apenas 17 indivíduos/m². O aumento em 9 vezes na densidade de plântulas com a utilização de poleiros artificiais demonstra seu potencial em promover o aumento do número de sementes viáveis de espécies passíveis de estabelecimento. O termo “potencial” foi adotado porque a metodologia empregada não avalia a competição com herbáceas existentes na área, nem condições do solo e clima local, já que os ensaios com areia são levados ao viveiro e, quando da emergência das plântulas, há o seu transplântio em terra adubada.

Em área previamente utilizada para mineração na Flórida foram inventariados quadrantes aleatoriamente localizados sob os poleiros após 6 anos e 7 anos de sua instalação. Apesar do recrutamento de plântulas de sementes dispersas por aves ter sido baixo (menor que 2/m²), este foi duas vezes maior sob poleiros do que em áreas testemunha. Foram encontradas seis espécies, sendo as mais abundantes de hábito herbáceo e arbustivo com sementes pequenas a médias. Estudos que avaliaram o estabelecimento apontam que poleiros artificiais aumentam a dispersão de sementes, mantendo uma entrada contínua e estável em diversidade de sementes (McCLANAHAN & WOLFE, 1993), não facilitando, porém, a passagem destas sementes por outras limitações como a competição com gramíneas, predação e estresse físico (fogo, dessecação e condições do solo) (HOLL, *et al.*, 1998). Para o estabelecimento efetivo das sementes dispersas, recomenda-se a preparação do solo em torno de 2 a 4 m de raio ao redor dos poleiros com a colocação de *mulch* em áreas dominadas por gramíneas invasoras (BECHARA, 2006).

Árvores remanescentes em pastagens provaram aumentar não só o aporte de sementes sob suas copas, mas também seu estabelecimento. O estabelecimento de espécies lenhosas de pioneiras e secundárias tardias é favorecido sob árvores (GUEVARA, *et al.*, 1986; GUEVARA & LABORDE, 1993) e arbustos remanescentes (McDONNELL & STILES, 1983; NEPSTAD *et al.*, 1996; HOLL *et al.*, 2000 e HOLL, 2002). Essas espécies atuam amenizando as condições microclimáticas extremas

existentes nas áreas degradadas e reduzindo a competição com gramíneas intolerantes à sombra (HOLL, 2002 e ZAHAWI, 2005), além de produção de serrapilheira, facilitação da infiltração de água, fixação de nitrogênio e controle da erosão (BUDOWSKI & RUSSO, 1993).

A ocorrência natural de árvores e arbustos em áreas degradadas pode ser incrementada pelo plantio dessas espécies em áreas-chave, próximas a outras árvores, ao longo da borda de remanescentes, em áreas pouco movimentadas, a fim de acelerar o processo de nucleação (YARRANTON & MORRINSON, 1973). As espécies implantadas nas áreas degradadas comportariam-se como um centro de estabelecimento e um núcleo para a formação subsequente de manchas de espécies persistentes. É interessante a adoção e implantação de “centros de alta diversidade” em áreas estratégicas, nos quais devem estar incluídas espécies com várias formas de vida, classes sucessionais e diferentes adaptações aos processos de polinização e dispersão, sendo as fenofases das espécies escolhidas bem distribuídas em todo ano (REIS *et al.*, 1999). Esses centros funcionariam como áreas fonte de sementes para as áreas do entorno e se, bem distribuídos na paisagem, poderiam levar à recuperação de toda a área.

4.3 Comparação entre os ambientes

O fragmento florestal foi o local de estudo que apresentou o maior número de espécies arbustivas, arbóreas e lianas (54), seguido da Área 2 de reflorestamento (31), Área 1 (30), pasto com poleiros (25) e pasto sem poleiros (10). Quanto ao número de diásporos, a ordem foi fragmento (3.336 sementes/m²) e Área 2 (1.236 sementes/m²) que continuaram sendo os mais abundantes, seguidos desta vez pelo pasto com poleiros (789 sementes/m²) com maior densidade que a Área 1 (563 sementes/m²), por último o pasto sem poleiros (172 sementes/m²). Os índices de riqueza, equitabilidade e diversidade são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Resultados dos índices de diversidade, riqueza e diversidade. S = nº de espécies, N = abundância relativa. d (Margalef) = riqueza de espécies, J' (Pielou) = equitabilidade e H' (Shannon) = diversidade das espécies arbustivas, arbóreas e lianas para as áreas de estudos em Seropédica e Queimados, RJ. Área 1 = área implantada em 2002; Área 2 = área implantada em 2004.

Distância	S	N	d	J'	H'(log10)
Fragmento florestal	54	3.336	6.533	0,5781	1,002
Área 1	30	563	4.579	0,5626	0,8311
Área 2	31	1.236	4.214	0,4506	0,672
Pasto com poleiros	25	752	3.624	0,7097	0,9921
Pasto sem poleiros	10	143	1.815	0,4085	0,4085

O fragmento florestal apresentou maior índice de diversidade entre as áreas (H' = 1,002), o que já era esperado pelo motivo de remanescentes de floresta apresentarem maiores riqueza e abundância de espécies do que áreas de reflorestamento, diferença ainda maior quando comparado com áreas degradadas de baixo número de espécies, as existentes sendo muito abundantes. Isto é reforçado pelo menor índice de diversidade apresentado pelo pasto sem poleiros (H' = 0,4085). O Pasto com a presença de poleiros apresentou o segundo maior índice de diversidade (H' = 0,9921), superando as áreas de reflorestamento e com valor próximo ao obtido no fragmento.

Em relação a quantidade de sementes e aporte de espécies, houve diferença significativa na abundância (F = 7,228; p = 0.001) e riqueza (F = 5,7; p = 0.001) de

espécies entre as áreas estudadas. A Área 2 foi significativamente diferente a 1% de probabilidade, do pasto com e sem poleiros, enquanto o Fragmento e a Área 1 foram semelhantes à Área degradada com poleiro. Para a composição de espécies, a análise de agrupamentos (Figura 18) mostrou que o grupo formado pelas áreas de reflorestamento foi o mais similar entre si, no entanto foram totalmente distintos das demais. Agrupadas entre si, estas áreas apesar de possuírem indivíduos arbóreos de mesma espécie implantados no projeto inicial, possivelmente apresentam troca gênica através dos 815 m que separam as duas áreas, principalmente ou exclusivamente entre as espécies zoocóricas registradas em ambas (*C. pachystachya*, *T. micrantha*, *M. azedarah*, *S. terebinthifolia*).

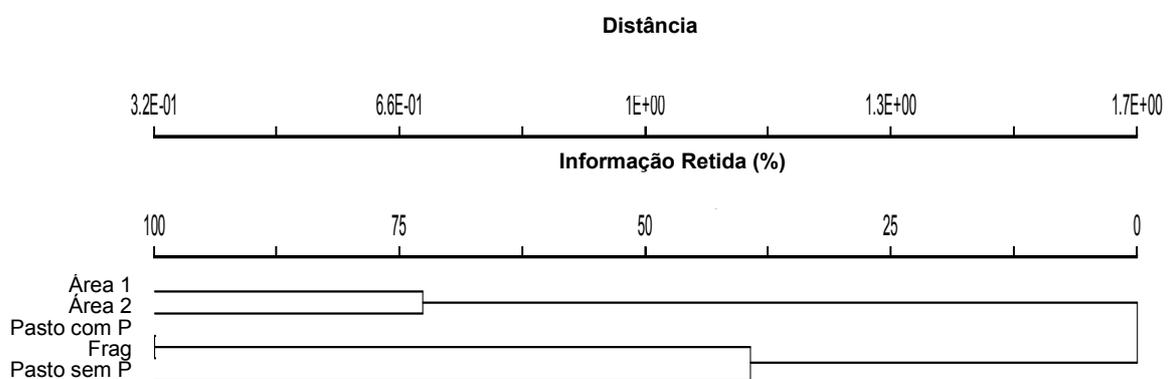


Figura 18 – Dendrograma da análise de agrupamento entre as áreas estudadas. Área 1 = área implantada em 2002, Área 2 = área implantada em 2004, Pasto com P = pasto com a presença de poleiros, Frag = fragmento florestal e Pasto sem P = pasto sem poleiros.

Por outro lado, as linhas em área degradada, sem a presença de poleiros, foi a que mais diferiu dos demais locais de estudo, enquanto as linhas em áreas degradadas, porém com a presença de poleiros apresentaram sua composição de espécies similar ao fragmento florestal.

Os agrupamentos obtidos revelam que as espécies presentes na chuva de sementes sob os poleiros artificiais são semelhantes às obtidas no fragmento florestal, o que mais uma vez demonstra que estas estruturas realmente funcionam para o aumento da área de vida de aves, as quais carregam diásporos da área fonte de sementes, enriquecendo áreas degradadas com espécies procedentes de áreas de floresta.

Os dados obtidos indicam que os poleiros artificiais em meio à áreas degradadas, localizados a distâncias até 200 m de fontes de diásporos, promoveram um aumento na diversidade da chuva de sementes superior ao proporcionado nas áreas de reflorestamento com até 5 anos de idade e similar ao obtido na área de fragmento florestal. Assim sendo, pode-se considerar que a visitação de fauna dispersora nos poleiros foi equivalente à dispersão de sementes observada no interior da área-fonte refletindo nas variáveis analisadas: índices de diversidade e composição de espécies.

Os valores de diversidade intermediários obtidos para as áreas de reflorestamento ($H' = 0,8311$ na Área 1 e $H' = 0,672$ na Área 2) refletem o isolamento existente nessas áreas em relação à áreas fonte de diásporos que enriqueceriam as mesmas com sementes alóctones, como o encontrado para outras áreas de reflorestamento menos isoladas (SORREANO, 2002). A proximidade de fragmentos florestais levaria a um aumento em diversidade de sementes potencialmente maior na chuva de sementes em áreas de reflorestamento que o obtido nos poleiros artificiais, já que elas representam uma complexidade estrutural muito superior à existente nessas estruturas (McDONNELL & STILES, 1983).

Ainda em relação a distribuição de diásporos na paisagem, é interessante destacar que áreas testemunhas (área degradada sem poleiros) diferiram totalmente na composição de espécies das áreas em que foram colocados poleiros artificiais. Ambos os locais distam apenas 5 m de distância um do outro em cada linha experimental. Pode-se concluir disso que o raio do aporte de sementes abaixo dos poleiros artificiais alcança menos de 5 m de raio, provavelmente muito menos do que isso, já que o maior ponto de pouso das estruturas testadas tinha 1 m, ou 0,50 m de raio. Estruturas com pontos de pouso com maior raio possivelmente aumentariam ainda mais o aporte de sementes, ou pelo menos o distribuiria melhor na área imediatamente abaixo destes.

5. CONCLUSÃO

- As características da borda do remanescente florestal indicam uma capacidade de regeneração elevada, quanto a chuva de sementes esta foi a área com maior número de espécies secundárias tardias, densidade de sementes, riqueza e diversidade, apresentando índice de diversidade superior na chuva do que áreas de floresta contínua e fragmentos florestais estudados por outros autores.

- O reduzido índice de equitabilidade obtido no fragmento florestal aponta a coexistência na chuva de sementes de espécies raras e abundantes. Entre as espécies abundantes predominou a zoocoria, o que demonstra um padrão de dispersão agrupada comumente realizada por aves frugívoras.

- A presença da mancha de vegetação e do indivíduo arbóreo de *Ficus gomelleira* localizados em meio à matriz de área degradada influenciou no enriquecimento de espécies nos locais próximos, atuando como pontos de foco de recrutamento de sementes zoocóricas, o que foi constatado devido a abundância relativa, riqueza de espécies e índice de diversidade superiores nas linhas a 100 e 200 m do fragmento em relação às demais linhas, apresentando composição de espécies aportadas similares.

- O nível de perturbação existente no pasto influenciou na quantidade e qualidade da chuva de sementes em maior grau do que a distância da área-fonte, afetando a visitação da avifauna aos poleiros e representando impacto supressivo da vegetação de capoeira presente no pasto, possível fonte de sementes.

- No presente estudo, os poleiros artificiais geraram incremento no estabelecimento das espécies, na riqueza e abundância de sementes no pasto do entorno do fragmento. Isto também influenciou na não aleatoriedade do padrão de deposição de sementes e seu estabelecimento, concentrado nos locais com poleiros, indicando a eficiência da utilização desta técnica como nucleadora.

- A distância de 200 m representou ao mesmo tempo o ponto máximo de aporte de sementes de espécies zoocóricas e a distância máxima recomendada entre fonte e poleiro de acordo com o presente estudo.

- A chuva de sementes aportada nas áreas de reflorestamento apresentou composição de espécies semelhantes, 93% correspondendo às espécies introduzidas no plantio, o que indica um alto grau de isolamento na paisagem onde a maior parte destas espécies se encontra restrita a fragmentos florestais distantes, no mínimo, 7 km das áreas de reflorestamento estudadas.

- A implantação de poleiros artificiais no pasto contribuiu para o aporte de espécies na chuva de sementes tanto quanto o reflorestamento mais antigo (5 anos) e o próprio fragmento, o que comprova mais uma vez a eficiência desta técnica no enriquecimento de espécies de sementes em áreas degradadas, e mais do que isso, gera um aporte semelhante à áreas de reflorestamento e ao próprio fragmento florestal.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O diagnóstico do potencial de resiliência através da avaliação da chuva de sementes e regeneração em áreas degradadas e de fragmentos florestais fornece um panorama fundamental para o planejamento de ações de restauração ecológica baseados nas características históricas e atuais da área. A avaliação da chuva de sementes em áreas de reflorestamento indica a capacidade de regeneração e incremento em diversidade através da chegada de sementes alóctones, seu resultado pode nortear estratégias de enriquecimento e planejamento da paisagem do entorno dessas áreas.

Além disso, recomenda-se o uso de técnicas facilitadoras como a instalação de poleiros artificiais, plantio de árvores isoladas em pontos estratégicos e implantação de cercas vivas no lugar das cercas tradicionais para que funcionem como abrigo, fonte de alimento, sítios para reprodução e *stepping stones* para a fauna em geral. Áreas de restauração devem ser implantadas sempre próximas a áreas de floresta, fontes de sementes e devem contar com plantas produtoras de frutos comestíveis que atraiam os agentes dispersores, acelerando o enriquecimento em diversidade de espécies (WUNDERLE, 1997).

O modelo de poleiro artificial utilizado levou ao aumento no aporte de espécies e sementes, outros modelos também se mostraram eficientes (MCDONNELL & STILES, 1983; MCCLANAHAN & WOLFE, 1993; MELO, 1997; HOLL, 1998; ZANINI & GANADI, 2005; BECHARA, 2006). De implantação barata, o modelo utilizado no presente estudo pode ser utilizado por proprietários rurais sem significar desprendimento de muito dinheiro, mão de obra e tempo. A reposição dos poleiros de bambu utilizados deve ser anual, já que sua durabilidade é baixa, a não ser que seja realizado tratamento para sua conservação.

Este estudo evidenciou a importância da árvore isolada *Ficus gomelleira* que além de funcionar potencialmente como foco de recrutamento e servir como abundante recurso alimentar para a fauna frugívora, atuou na facilitação do aumento do número de sementes dispersas em áreas próximas, a 100 e 200 m de distância, o que foi comprovado pela maior abundância e riqueza de espécies na chuva de sementes a essas distâncias.

À medida que nas áreas rurais do estado do Rio de Janeiro forem respeitadas as Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, as paisagens apresentarão vários pequenos remanescentes florestais, fontes chave de sementes e fauna dispersora para a matriz de áreas de pastagem abandonadas. O potencial de regeneração destas áreas pode ser catalizado pelo uso de poleiros artificiais associado a outras técnicas nucleadoras como plantio de árvores remanescentes, cercas vivas e implantação de núcleos de diversidade que levariam a um aumento no potencial de dispersão inclusive das espécies de final de sucessão. A formação de corredores através destas técnicas, que interliguem fragmentos e áreas de preservação maiores é fundamental para a conservação da biodiversidade.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 4, p. 219-229, 1994.
- ANDRADE, M. V. G.; ANDRADE, M. A. Uso de medidas para atração de avifauna na reabilitação de áreas alteradas por mineração em Mariana, Minas Gerais. IN: Straube et al (eds). **Ornitologia Brasileira no Século XX**. Curitiba: UNISUL/SOB, 2000. p. 271-272.
- 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 n. 4, p. 399-436, 2003.
- ARAÚJO, M. M., LONGHI, S. J., BARROS, P. L. C., BRENA, D. A. BLEHER, B. AND K. BÖHNING-GAESE. 2001. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Florestalis**, n. 66, p. 128-141, 2004.
- ANTUNES, N. B.; RIBEIRO, J. F. Aspectos fenológicos de seis espécies vegetais em Matas de galeria do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 9, p. 1517-1527, 1999.
- BARNEA, A., YOM-TOV, Y., FRIEDMAN, J. Does ingestion by birds affect seed germination? **Functional Ecology** n. 5, p. 394-402, 1991.
- BARNEA, A., YOM-TOV, Y., FRIEDMAN, J. Effect of frugivorous birds on seed dispersal and germination of multi-seeded fruits. **Acta Ecologica** v. 13, n. 2, p.209-219, 1992.
- BECHARA, F. C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidescidual, Cerrado e Restinga**. Piracicaba, 2006. Dissertação (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luís de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- BELL, S. S., FONSECA, M. A., MOTTEN, L. B. Linking restoration ecology and landscape ecology. **Restoration Ecology**, v.5, n.4, p. 318-323, 1997.
- BESSA, O. J.; MÜLLER, A. C. P. Indicadores Ambientais Georreferenciados para a Área de Proteção ambiental de Guaraqueçaba. **R. paran. Desenv.** n. 99, p. 105-119, 2000.

- BLEHER, B.; K. BÖHNING-GAESE. Consequences of frugivore diversity for seed dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedling and trees. **Oecologia** 129:385-394, 2001.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia: Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAM Brasil. Folhas sc. 21. Juremo: **Geomorfologia, pedologias, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, 1980, v.20, 460 p.
- BROWN, K. S. Jr.; BROWN, G. G. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. *In*: T. C. Whitmore; J. A. Sayer (eds.), **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall, London, p. 119-142, 1992.
- BROWN, K. S. Jr. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** n. 1, p. 25-42, 1997.
- BUDOWSKI, G.; RUSSO, R. O. Live Fence Posts in Costa Rica: A Compilation of the Farmer's Belief and Technologies. **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 3, n. 2, 1993.
- CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A., DA CROCE, D. M., LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p.27-38, 1996.
- CLARKE, K. R.; R. N. GORLEY. **Primer v5: user's manual/tutorial**. Plymouth, UK: Primer-E Ltd, 2001.
- CLARK, J. S., MACKLIN, E., WOOD, L. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs**: n. 68, p. 213-235, 1998.
- CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. **Biotropica** v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.
- CORBIT, M., P L. MARKS, AND S. GARDESCU. Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. **Journal of Ecology** v. 87, p. 220-232, 1999.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators** v. 1, p. 3-10, 2001.
- DA SILVA, J. M. C., C. UHL, AND G. MURRAY. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology** v. 10, p 491-503, 1996.
- DEPONTE, C. M.; ALMEIDA, J. **Indicadores para Avaliação da Sustentabilidade em Contextos de Desenvolvimento Rural Local**, 2001. Disponível em:

http://www.emater.tche.br/docs/agroeco/artigos_sustentabilidade/Cidonea_Machado.pdf>. Acesso em 20/jun/2006.

DEPONTI, C. M., ECKERT, C., AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para a construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. v. 3, n. 4, p. 44-52, 2002.

ESTRADA, A., R. COARES-ESTRADA, D. A. MERRITT. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation** v. 6, n. 19-42, 1997.

ESTRADA, A., P. CAMMARANO, R. COATES-ESTRADA. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation** v. 9, p. 1399–1416, 2000.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? **Journal for Nature Conservation**. n. 12, p. 85-94, 2004.

FREITAS, G. K.; PIVELLO, V. R.. A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: V.R. Pivello, E.M. Varanda. (Org.). **O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação**. 1 ed. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2005, p. 283-296.

GOMES, V. S da M.; SILVA, W. R. Spatial variation in understory frugivorous birds in na Atlantic Forest fragment of southeastern Brazil. **Ararajuba** v. 10 n. 2 p. 219-225, 2002.

GONDIM, F. R. **Aporte de Serrapilheira e Chuva de Sementes como Bioindicadores de Recuperação Ambiental em Fragmentos de Floresta Atlântica**. Seropédica, 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

GONZÁLEZ, J. G., GUEVARA, S., SOSA, V. J. Bat- and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. **Conservation Biology**, v. 4, n. 6, p. 1693-1703, 2000.

GRAHAM, C., MARTÍNEZ-LEYVA, J. E., CRUZ-PAREDES, L. Use of fruiting Trees by birds in continuous forest and riparian forest remnants in Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **BIOTROPICA** v. 34 n. 4, p. 559-597, 2002.

GRIDI-PAPP, C. O., GRIDI-PAPP, M., SILVA, W. R. Differential fruit consumption of two Melastomataceae by birds in Serra da Mantiqueira, southerastern Brazil. **Ararajuba**, v. 12, n.1, p. 7-13, 2004.

GUEDES, M.C., MELO, V.A., GRIFFITH, J.J. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves potencialmente dispersoras de sementes. **Ararajuba**, v.5, n.2, 1997.

- GUEDES-BRUNI, R. R. **Composição, estrutura e similaridade florística de dossel em seis unidades de Mata Atlântica no Rio de Janeiro**. São Paulo, 1998. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências.
- GUEDES, R. R. Composição florística e estrutura de um trecho de mata perturbada de baixada no município de Magé, Rio de Janeiro. **Arquivo Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 29, p. 155-200, 1988.
- GUEVARA, S.; GOMEZ- POMPA, A. Seeds from surface soil in a tropical region of Veracruz, México. **Journal of Arnold Arboretum**, v. 53, p. 32- 335, 1972.
- GUEVARA, S., PURATA S. E., MAAREL, E. Van der. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, p. 77-84, 1986.
- GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, v. 107/108, p.319-338, 1993.
- HARDT, E., PEREIRA-SILVA, E. F. L., ZAKIA, M. J. B., LIMA, W. P. Plantio de restauracao de matas ciliares em mineracoes de areia da Bacia do Rio Corumbatai: eficacia na recuperacao da biodiversidade. **Scientia Forestalis**, n. 70, p. 107-123, 2006.
- HOLL K. D. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.
- HOLL, K. D., LOIK, M.E., LIN, E.H., SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling stablishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v.90, p. 179-187, 2002.
- INGLE, N. R. Seed dispersal by Wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. **Oecologia**, n. 134, p. 251-261, 2003.
- KINOSHITA, L. S., TORRES, R. B., FORNI-MARTINS, E. R., SPINELLI, T., AHN, Y. J., CONSTANCIO, S. S. Composicao floristica e sindromes de polinizacao e de dispersao da mata do Sitio Sao Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta bot.bras.** n. 20, v. 2, p. 313-327, 2006.
- LEVEY, D. J. Habitat-dependent fruiting behaviour of an understorey tree, *Miconia centrodesma*, and tropical treefall gaps as keystone habitats for frugivores in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, n. 6, p. 409-420, 1990.
- LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Annual variation in birds and plants of a tropical second-growth woodland. **The Condor**, n. 96, p. 368-380, 1994.

- LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. (1999). Dispersal of Melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understory. **Ecology**, v. 80, n. 1, p. 330-336.
- LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Potential Consequences of Extinction of Frugivorous Birds for Shrubs of a Tropical Wet Forest. In: Levey, D.J., Silva, W. R., and Galetti, M. (eds). **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. Wallingford, UK: CAB International, 2002, p. 397-405.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras, Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. v. 1, Ed. Plantarum, Nova Odessa, 2000.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras, Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. v. 1, Ed. Plantarum, Nova Odessa, 2000.
- LOVELESS, M. D.; HAMRICK, J. L. The influence of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of plant populations. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Edit.). **Frugivores and seed dispersal**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. ISBN 90-6193-543-1. 1986.
- MACHADO, L. O. M. Comportamento alimentar de aves em *Miconia rubiginosa* (melastomataceae) em fragmento de cerrado, São Paulo. **Iheringa**, Ser. Zool. v. 92, n.3, p.75-80, 2002.
- MANHÃES, M. A., ASSIS, L. C. de S., CASTRO, R. M. Frugivoria e dispersão de sementes de *Miconia urophylla* (Melastomataceae) por aves em um fragmento de Mata Atlântica secundária em Juiz de fora, Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba**, v.11, n. 2, p. 173-180, 2003.
- MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. 2.ed. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1993.
- McCLANAHAN, T.R.; WOLFE, R.W. Dispersal of ornithochorus seeds from forest edges in Central Florida. **Vegetatio**, n.71, p.107-112, 1987.
- McCLANAHAN, T.R.; WOLFE, R.W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, n.7, p.279-288, 1993.
- McCUNE, B.; GRACE J. B. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 2002.
- McCUNE, B.; M. J. MEFFORD. **PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data**. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 1997.
- McDONNELL, M.J.; STILES, E.W. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. **Vegetatio**, n.56, p.109-116, 1983.

- MELO, V. A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no estado de Minas Gerais**. Viçosa, 1997. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- METZGER, J. P., CASATTI, L., VERDADE, L. **Indicadores de conservação & avaliação do conhecimento para conservação**. In: I Workshop de Síntese do Programa BIOTA/FAPESP na Universidade de São Carlos, SP, 2002. Relatório do grupo de trabalho. Disponível em: <<http://www.biota.org.br/info/historico/simp2002/gt2.pdf>>. Acesso em: 23/jun/2006.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2ª ed. Brasília, 2003, 508 p.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **Historia Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: UNICAMP; FAPESP, 1992. cap. 7. p.112-141.
- MOTTA, R. S. **Indicadores Ambientais no Brasil: aspectos ecológicos, de eficiência e distributivos**. Brasília: IPEA, 1996. 104p. Textos para discussão, 403. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/pub/td/1996/td_0403.pdf>. Acesso em 15/mai/2006.
- MÜLLER, S. C. **Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo**. Porto Alegre, 2005. Dissertação (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- MURRAY, K. G. Consequences of seed dispersal for gap-dependent plants: relationships between seed shadows, germination requirements, and Forest dynamic processes. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Edit.). **Frugivores and seed dispersal**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. ISBN 90-6193-543-1. 1986.
- NASCIMENTO, D. F. **Avaliação do crescimento inicial, custos de implantação e de manutenção de reflorestamento com espécies nativas em diferentes espaçamentos**. Seropédica, 2007. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazônica**, v.36, n. 2, p. 183-192, 2006.
- NASCIMENTO, H. E. M., DIAS A. Da S., TABANEZ, A. A. J., VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.

- NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal. their determinants and consequences for recruitment. **TREE**, v. 5, n. 7, p. 278-185, 2000.
- 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.** Piracicaba, 2005. Dissertação (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luís de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- NEPSTAD, D. S., UHL, C., PEREIRA, C. A., DA SILVA, J. M. C. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest os eastern Amazonia. **OIKOS**, v. 76, p. 25-39, 1996.
- NOSS, R. F. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In: Hudson, W.E. (ed.). **Landscapes, Linkages and Biodiversity.** Defenders of Wildlife, Washington, DC, 1991.
- NUNES, Y. R. F., MENDONÇA, A. V. R., BOTEZELLI, L., MACHADO, E. L. M., OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta bot. Bras.** v. 17, n. 2, p.213-129, 2003.
- OZINGA, W. A., BEKKER, R. M., SCHAMINÉE, J. H. J., GROENENDAEL, J. M. V. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 167-777, 2004.
- PARROTA, J.A., TURNBULL, J.W., JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 1-7, 1997.
- PENHALBER, E.F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em Mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, p.205-220, 1997.
- PENNA, B. C. **Gestão de Recursos Hídricos: Aspectos Teórico-Práticos da Bacia do Rio Guandu-RJ.** Rio de Janeiro, 2006. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants.** Springer-Verlag. Berlin. 162p, 1972.
- PIMM, S. L. & RAVEN, P. Extinction by numbers. **Nature**. v. 403, p. 843-845, 2000.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PIRATELLI, A. J. Aspectos ecológicos da produção de sementes. In: AGUIAR, I. B. DE, PIÑA-RODRIGUES, F. C. M., FIGLIOLIA, M. B. (Ed.). **Sementes florestais tropicais.** Brasília-DF: ABRATES, 1993. p. 47-81.

- PIRATELLI, A. J.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul. **Ararajuba**, v.10, n.2, p.131 – 139, 2002.
- REIS, A., ZAMBONIM, R. M, NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta animal. cad. 14. **Série Cadernos da Biosfera**. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica/Governo do Estado de São Paulo. São Paulo. 42p., 1999.
- REIS, A., BECHARA, F.C., ESPINDOLA, M.B., VIEIRA, N.K., SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 85-92, 2003.
- REIS, A., TRES, D. R., BECHARA, F. C. **A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”**. In: Simpósio sobre Recuperação de Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares. Instituto de Botânica, São Paulo, 2006.
- REZENDE, D. A.; DIAS, N. C. **Indicadores para Gestão Ambiental Urbana: modelagem e mapeamento**. Artigo de iniciação científica. In: II Seminário de Gestão de Negócios, UniFAE Centro Universitário, 2005. Disponível em <http://www.fae.edu/publicacoes/pdf/IIseminario/iniciacaoCient%C3%ADfica/iniciacao_03.pdf>. Acesso em: 21/jun/2006.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3.ed. São Paulo: EDUSP, 2004. cap. 15. p. 233-247.
- RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R.R., LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3.ed. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.
- ROSA, G. A. B. da. **Frugivoria e Dispersão de sementes por Aves em uma área de reflorestamento misto em Botucatu**, SP. Campinas, SP, 2003. 69 p. Tese (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas.
- SANTOS, L. A. F.; LIMA, J. P. C.; FILHO, J. A. M. Corredor ecológico de regeneração natural na Floresta Nacional “Mario Xavier”, em Seropédica, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 106-117, 1999.
- SCHUPP, E. W., MILLERON, T., RUSSO, S. E. Dissemination Limitation and the Origin and Maintenance of Species-rich Tropical Forests. In: Levey, D.J., Silva, W. R., and Galetti, M. (eds). **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. Wallingford, UK: CAB International, 2002. p.19-33.
- SEMADS. **Atlas das unidades de conservação da natureza do Estado do Rio de Janeiro**. São Paulo: Metalivros, 2001.

- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira. 861p, 1997.
- SILVA, J.M.C., UHL, C., MURRAY, C. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, p. 491-503, 1996.
- SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. Piracicaba, 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- SNOW, D.W. Evolutionary aspects of fruit-eating by birds. **Ibis**, n.113, p.194-202, 1970.
- SNOW, D. W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, v. 13, n. 1, p. 1-14, 1981.
- SOONS, M. B.; OZINGA, W. A. How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? **Diversity and Distributions**, n. 11, p. 165-172, 2005.
- SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. Piracicaba, 2002. 145 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. Piracicaba, 2000. 69 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, n. 191, p. 185-200, 2004.
- SOUZA, S.C.P.M. **Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do Parque Estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo**. Piracicaba, 2002. 96p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- STILES, E. W.; WHITE D. W. Seed deposition patterns: influence of season, nutrients, and vegetation structure. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Edit.). **Frugivores and seed dispersal**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. ISBN 90-6193-543-1. 1986.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Rev. Br. Biol.**, n. 59, p. 239-250, 1999.
- TCE/RJ. Tribunal de Contas do Estado - **Estudos socioeconômicos dos municípios fluminenses**. Rio de Janeiro: TCE, 2004. Recuperável em < [http:// www.tce.rj.gov.br](http://www.tce.rj.gov.br) >, acessado em 23/mai/2006.

- TERBORGH, J., PITMAN, N., SILMAN, M., SCHICHTER, H., NÚÑEZ, P. Maintenance of Tree Diversity in Tropical Forests. In: Levey, D.J., Silva, W. R., and Galetti, M. (eds). **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. Wallingford, UK: CAB International. 2002, p. 1-18.
- TOH, I., GILLESPIE, M., LAMB, D. The Role of Isolated Trees in Facilitating Tree Seedling Recruitment at a Degraded Sub-Tropical Rainforest Site. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 3, p. 288-297, 1999.
- UHL, C., NEPSTAD, D., SILVA, J.M.C., VIEIRA, I. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciência Hoje**, n.13, p.22-31, 1991.
- VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **FLORESTA**. v. 27, n. 1, p. 101-114, 2000.
- VÁZQUEZ-YANES, C.; JANZEN, D. H. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested windlands. In: GÓMEZ-POMPA, A., WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Edit.). **Rain Forest Regeneration and Management**. UNESCO, 1991. cap. 6, p. 137-157.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In: J. Schelhas; R. Greenberg (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.
- VIEIRA, D. C. M. **Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemópolis (SP)**. Piracicaba, 2004. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luís de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- WENNY, D.G. Seed dispersal, seed predation and seedling recruitment of a Neotropical tree. **Ecological Monographs** v. 70 p. 331-351, 2000.
- WILSON, E. O. **O Futuro da Vida: um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana**. 1 ed. Rio de Janeiro: Campos 2002.
- WHEELWRIGHT, N. T. A seven-year study of individual variation in fruit production in tropical bird-dispersed tree species in the family Lauraceae. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Edit.). **Frugivores and seed dispersal**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. ISBN 90-6193-543-1. 1986.
- WHEELWRIGHT, N. T. Fruit-eating Birds and Bird-dispersed Plants in the Tropics and Temperate Zone. **Tree**, v. 3, n.10, 1988.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, n. 21, p. 216–251, 1972.

- WILLSON, M.F. The Ecology of Seed dispersal. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. CAB International, Wallingford, U.K., p. 61-85. 1992.
- WILSON, E. O. **O Futuro da Vida: um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana**. 1 ed. Rio de Janeiro: Campos 2002.
- WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation Strategy: the Effect of Fragmentation on Extinction. **Am. Nat.** n. 125, p. 879-887, 1985.
- WUNDERLE JUNIOR, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.223-235, 1997.
- YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.
- ZAHAWI, R. A. Establishment and Growth of Living Fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 1, p. 92-102, 2005.
- ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: The Role of Perches, Pioneer Vegetation, and Soil Fertility. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

ANEXOS

Anexo A – Listagem das espécies arbóreas adultas inventariadas no fragmento florestal localizado na Área 3 de estudo, Queimados, RJ. (Continua)

<i>Espécie</i>	<i>Classe sucessiona</i>
<i>Abarema</i> sp.	Secundária tardia
<i>Aiouea saligna</i> Meish	Secundária tardia
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Pioneira
<i>Algernonia brasiliensis</i> Baill	Secundária inicial
<i>Alseis</i> sp.	Pioneira
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Pioneira
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Secundária inicial
<i>Andira ormosoides</i> Benth.	Secundária tardia
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr	Secundária tardia
<i>Astrocarium aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Pioneira
<i>Astronium concinnum</i> Schott	Secundária tardia
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Secundária tardia
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Secundária inicial
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Secundária tardia
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	Secundária inicial
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	Pioneira
<i>Casearia</i> sp.1	-
<i>Casearia</i> sp.2	-
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Pioneira
<i>Coccoloba</i> sp.2	-
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Secundária tardia
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Secundária tardia
<i>Crataeva tapia</i> L.	-
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.	-
<i>Cupania</i> sp.	-
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-hil.	Secundária inicial
<i>Eugenia</i> sp.	-
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Secundária tardia
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Pioneira
<i>Gomidesia</i> sp.	-

Anexo A – Continuação

<i>Espécie</i>	<i>Classe sucessional</i>
<i>Guapira opposita</i> Vell.	Secundária tardia
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Secundária tardia
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Secundária tardia
<i>Hirtella</i> sp.	-
<i>Inga</i> sp.	Pioneira
<i>Jacaranda</i> sp.	Secundária inicial
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Secundária inicial
<i>Lecythis lanceolata</i> Poir.	Secundária tardia
<i>Machaerium incorruptible</i> (Vell.) Benth.	Pioneira
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Secundária inicial
<i>Micropholis</i> sp.	-
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Secundária inicial
<i>Myrcia</i> sp.	Secundária inicial
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemao	Secundária tardia
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Secundária tardia
<i>Ocotea divaricata</i> (Ness) Mez	Secundária tardia
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Secundária tardia
<i>Ocotea odorifera</i> (vell.) Rohwer	Secundária tardia
<i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	Secundária tardia
<i>Pera glabrata</i> (Shott) Baill.	Secundária tardia
<i>Platymiscium floribundus</i> Vog.	Clímax
<i>Pouteria</i> sp.1	Secundária tardia
<i>Pouteria</i> sp.2	Secundária tardia
<i>Pradosia kuhlmannii</i> Toledo	Secundária tardia
<i>Psychotria</i> sp.1	Pioneira
<i>Psychotria</i> sp.2	Pioneira
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Secundária inicial
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Pioneira
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Secundária inicial
<i>Sorocea bomplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj.& W.	Pioneira
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) Schum.	Secundária inicial
<i>Swartzia</i> sp.	Secundária tardia
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	-
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A.DC.) Standl	Secundária tardia

Anexo A – Continuação

<i>Espécie</i>	<i>Classe sucessional</i>
<i>Tabebuia umbellata</i> (Sond.) Sandwith	Secundária tardia
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Pioneira
<i>Trichilia</i> sp.	Secundária inicial
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez	Secundária tardia
<i>Virola</i> sp.	Secundária tardia
<i>Xylopia sericia</i> A.ST. Hill	Secundária inicial

FONTE: T. P. P. ALVERGA (dados não publicados).

Anexo B – Listagem das espécies arbóreas adultas inventariadas na mancha de vegetação localizada na Área 3 de estudo, Queimados, RJ.

Espécie	Classe sucessional
<i>Campomanesia sp.</i>	Secundária inicial
<i>Casearia decandra Jacq</i>	Secundária inicial
<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	Secundária inicial
<i>Cecropia pachystachya Trec.</i>	Pioneira
<i>Citrus sp.</i>	Pioneira
<i>Erythroxylum pulchrum A. St.-Hil.</i>	Pioneira
<i>Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms</i>	Secundária tardia
<i>Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera</i>	Pioneira
<i>Inga sp.</i>	Pioneira
<i>Machaerium hirtum</i>	Pioneira
<i>Psidium guajava L.</i>	Pioneira
<i>Schinus terebinthifolia Raddi</i>	Pioneira
<i>Solanum lycocarpum St. Hil.,</i>	Pioneira
<i>Sparattosperma leucanthum (Vell.) K. Schum.</i>	Secundária inicial
<i>Tabebuia umbelata (Sond.) Sandwith</i>	Secundária inicial
<i>Trema micrantha Blume</i>	Pioneira

Anexo C – Listagem das espécies que foram utilizadas no plantio da Área 2 de reflorestamento, Seropédica, RJ. (Continua)

Espécie	Classe sucessional
<i>Acacia pollyphyla</i> DC.	Pioneira
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Pioneira
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Pioneira
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Secundária inicial
<i>Bixa orellana</i> L.	Secundária tardia
<i>Caesalpinia férrea</i> Mart. ex Tul.	Clímax
<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	Clímax
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Clímax
<i>Cassia grandis</i> L. f.	Pioneira
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Pioneira
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Secundária tardia
<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil.	Secundária inicial
<i>Cordia superba</i> Cham.	Secundária inicial
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex steud.	Secundária inicial
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Secundária tardia
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemao ex Benth.	Pioneira
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Secundária tardia
<i>Erythrina verna</i> Vell.	Pioneira
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Secundária inicial
<i>Gallesia integrifolia</i> (Speng.) Harms	Secundária tardia
<i>Hymenaea courbaril</i> (Hayne) Y.T. Lee & Langenh	Clímax
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pioneira
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Secundária inicial
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Secundária inicial
<i>Luhea divaricata</i> Mart.	Pioneira
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Pioneira
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Pioneira
<i>Melia azedarach</i> L.	Pioneira
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC) Kuntze	Pioneira
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Pioneira

Anexo C – Continuação

Espécie	Classe sucessional
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao	
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Clímax
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Secundária inicial
<i>Petophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pioneira
<i>Piptadenea gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pioneira
<i>Psidium guajava</i> L.	Pioneira
<i>Pterigota brasiliensis</i> Allemao	Secundária tardia
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Pioneira
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	Pioneira
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi,	Pioneira
<i>Shizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Pioneira
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & Perry	Pioneira
<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith	Secundária inicial
<i>Tabebuia avellaneda</i> Lorentz ex Griseb.	Secundária tardia
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Secundária tardia
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwith	Secundária inicial
<i>Trema micrantha</i> Blume	Pioneira
<i>Triplaris americana</i> L.	Secundária inicial
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Secundária inicial

Fonte: NASCIMENTO (2007).