



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA

**ESTRUTURA E FLORÍSTICA DA REGENERAÇÃO NATURAL AO LONGO DE
UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DE
MATA ATLÂNTICA**

Prof. Dr. RICARDO VALCARCEL
Orientador

Seropédica
2013



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA

**ESTRUTURA E FLORÍSTICA DA REGENERAÇÃO NATURAL AO LONGO DE
UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DE
MATA ATLÂNTICA**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. RICARDO VALCARCEL
Orientador

Seropédica
2013

**ESTRUTURA E FLORÍSTICA DA REGENERAÇÃO NATURAL AO LONGO DE
UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DE
MATA ATLÂNTICA**

GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA

Comissão Examinadora:

Monografia aprovada em 09 de Agosto de 2013.

Prof. Dr. Ricardo Valcarcel
UFRRJ / IF / DCA
Orientador

Prof. *M.Sc.* Emanuel José Gomes de Araújo
UFRRJ / IF / DS
Membro

M.Sc. Thiago de Azevedo Amorim
UFRRJ / IB / Departamento de Botânica
Membro

*À minha mãe,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Depois dessa longa jornada ruralina, não posso deixar de agradecer à UFRRJ, essa mãe que me acolheu tão bem durante estes anos, por compor o cenário de um período lindo da minha vida e por me permitir conhecer pessoas que levarei comigo especialmente guardadas.

Ao F4-103 e todas as flores que o colorem!

Aos meus pais Mauricio e Lidiane, pela confiança que sempre depositaram em mim, por terem me permitido viver livremente minhas escolhas, por me apoiarem em todas elas e pelo amor incondicional dedicado.

Aos meus irmãos Carolina, Rafael e Cristiane, por existirem em minha vida, dividindo aquilo que temos de mais precioso: família!

Aos meus queridos avós Nelson, Maninha e Nilce, por representar para mim um lindo referencial e pela preocupação com meu futuro.

Ao meu professor e orientador Ricardo Valcarcel, pela confiança, paciência e ensinamentos.

Ao meu companheiro e braço direito Pablo, pela enorme participação em todas as etapas deste trabalho e pelos momentos de carinho, cuidado e confiança compartilhados.

Ao Thiago Amorim e ao Marcelo Souza, pela grande ajuda com a identificação das plantas.

Ao professor Emanuel e ao Thiago Amorim por terem gentilmente aceito compor a banca desta monografia.

À Maria Amélia pela revisão do abstract.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de iniciação científica.

A todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

Considerada um dos hotspots de biodiversidade, a Mata Atlântica sofreu redução da cobertura florestal, perda de diversidade e de serviços ambientais, interferindo na qualidade de vida da sociedade contemporânea. Trabalhos de restauração florestal devem utilizar metodologias que atuem nos processos ecológicos, construindo sustentavelmente comunidades vegetais. Para isso é imprescindível aperfeiçoar o conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento das comunidades florestais. Parte desse conhecimento pode ser obtida a partir de estudos sobre a estrutura e composição da regeneração natural dos fragmentos remanescentes, principalmente quando se combina os níveis de perturbação pretéritos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desenvolvimento estrutural e florístico da regeneração natural ao longo de um gradiente de perturbação após 60 anos do término das atividades antrópicas no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ (PNMCP). Foram estabelecidos três sítios amostrais: controle; moderadamente perturbado; e perturbado, em cada um deles foram instaladas 40 parcelas de 1m² em ambientes com oferta de atributos ambientais similares. Registrou-se 102 espécies arbóreas e arbustivas, distribuídas em 31 famílias e 66 gêneros no estrato regenerante. O número de famílias, a riqueza e a diversidade (H') foram decrescentes conforme aumento na intensidade de perturbação dos sítios. O sítio moderadamente perturbado apresentou maior similaridade florística com o sítio perturbado. A menor similaridade encontrada foi entre os sítios controle e perturbado. A composição das espécies mais importantes variou entre os ambientes, sendo a maior equitabilidade encontrada no sítio controle, comprovando seu alto grau de conservação. A distribuição da abundância relativa por espécie mostrou-se diferente para todas as comparações. A intensidade de perturbação influencia principalmente a composição florística (importância relativa das espécies) e a diversidade do ecossistema, contribuindo para a formação de um mosaico de espécies dentro da floresta. Os parâmetros estruturais (densidade, riqueza e altura) são mais rapidamente recuperados, sinalizando elevada capacidade de resiliência do fragmento florestal.

Palavras-chave: Restauração Florestal, resiliência, Floresta Ombrófila densa.

ABSTRACT

Considered one of the biodiversity hotspots, the Atlantic Forest has been suffered coverage forestry reduced, loss of ecosystem services and biodiversity, affecting the contemporary society quality of life. Forest restoration efforts should use methodologies that operate in ecological processes building sustainably plants communities. Therefore it's essential to improve the knowledge on the functioning mechanisms of forest communities. Some of this knowledge may be obtained from researches of structure and composition of natural regeneration in forestry landscapes, especially when combining the historical processes of ecosystem disturbance. This study aim to evaluate the structural development and floristic composition of natural regeneration along a disturbance gradient after 60 years of the end of human activities in the Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi - RJ (PNMCP). Three sampling sites were established: control, moderately disturbed, and disturbed, in each one of them were installed 40 plots of 1m² at places with similar environmental attributes. It was accounted 102 tree and shrub species, distributed in 31 families and 66 genera in the regenerating stratum. The number of families, richness and diversity (H') decreased according to the increasing of disturbance intensity of sites. The moderately disturbed site had higher floristic similarity with the disturbed site. The lowest similarity was found between the control and disturbed sites. The most important species composition varied among the environments, and the greater equability was founded in the control site, proving its high conservation state. The relative abundance distribution of species showed differences for all comparisons. The intensity of disturbance mainly influences the floristic composition (relative importance of species) and ecosystem diversity, contributing to species mosaic constitution within the forest. The structural parameters (density, richness and height) are quickly recovered, suggesting high resilience of the forest landscape.

Keywords: Forest Restoration, resilience, dense rain forest.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1 Perturbação dos Ecossistemas Florestais	2
2.2 Estrutura da Floresta	2
2.3 Regeneração Natural	3
2.3.1 Fatores que influenciam a regeneração natural.....	4
3. MATERIAL E MÉTODOS	5
3.1 Área de Estudo	5
3.2 Histórico de perturbações.....	7
3.3 Delimitação dos sítios amostrais	10
3.4 Amostragem	12
3.5 Análise da Vegetação	13
4. RESULTADOS	14
5. DISCUSSÃO	22
6. CONCLUSÃO.....	24
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

LISTA DE FIGURAS

- Figura 01.** Localização do município de Paracambi, destacado em vermelho, no estado do Rio de Janeiro. Fonte: Abreu (2006).6
- Figura 02.** Localização do Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, no município de Paracambi, Rio de Janeiro, evidenciando os remanescentes florestais e as Unidades de Conservação próximas. Fonte: Mendonça Junior (2012).6
- Figura 03.** Localização da bacia de 126 hectares no interior do Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, onde foi realizado o estudo.7
- Figura 04.** Instalação das tubulações para drenagem e escoamento da água do PNMC em direção a Companhia Têxtil Brasil Industrial, realizada em 1892. A) Colunas para sustentação das tubulações. B) Abertura de trilhas para tubulação. Fonte: Bohrer (2004).8
- Figura 05.** Resquícios de intervenção pela extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial no PNMCP. A) Coluna construída em 1892 para sustentação da tubulação. B) Restos da tubulação utilizada.8
- Figura 06.** Vista geral da Companhia Têxtil Brasil Industrial em 1939, com talhão de Eucalipto implantado em área do atual PNMCP. Fonte: Bohrer (2004).9
- Figura 07.** Eucaliptos remanescentes do plantio realizado na década de 1930 no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, pela Companhia Têxtil Brasil Industrial, abaixo dos quais ocorre o processo de regeneração da floresta.9
- Figura 08.** Delimitação da microbacia e localização dos sítios de amostragem no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. Sítio 1: Perturbado; Sítio 2: Moderadamente perturbado; Sítio 3: Controle. 10
- Figura 09.** Árvore antiga, com diâmetro superior a média, localizada no sítio perturbado, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. 11
- Figura 10.** Antiga estrada aberta pela extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial em área localizada entre os sítios perturbado e moderadamente perturbado, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. 11
- Figura 11.** Parcela de 1m² para amostragem da regeneração natural, localizada no sítio controle, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. 12
- Figura 12.** Esquema de localização das parcelas para amostragem da regeneração natural, distantes 3 m das bordas dos blocos. 12
- Figura 13.** Curva de acumulação de espécies para riqueza observada (S_{obs}) na regeneração natural por unidade amostral nos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. 18
- Figura 14.** Curvas de distribuição das abundâncias relativas das espécies que ocorrem na regeneração natural dos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. 21
- Figura 15.** Distribuição hipsométrica relativa dos indivíduos que ocorrem na regeneração natural dos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: Classe 1= 30-50 cm; Classes 2= 51-100 cm; Classe 3= 101-150 cm; Classe 4= 151-200 cm; Classe 5= 201-250 cm; Classe 6=

251-300; Classe 7= 301-350; Classe 8= 351-400 cm; Classe 9= 401-450 cm; Classe 10= 451-500 cm; Classe 11= 501-550 cm; Classe 12= 551-600 cm.21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição Florística, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) da regeneração natural de uma microbacia com diferentes níveis de perturbação localizada no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: C: clímax; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; Abio: abiótica; Bio: biótica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio Moderadamente perturbado; C: sítio controle... 15

Tabela 2. Valores de diversidade (H') e similaridade florística da regeneração natural dos sítios perturbado, moderadamente perturbado e controle no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Letras iguais indicam igualdade de diversidade no índice de Shannon, pelo teste de Hutcheson ($\alpha = 0,05\%$)..... 19

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das dez espécies com maior valor de importância da regeneração natural (V_{irn}) nos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: FR = frequência relativa; DR = densidade relativa.20

1. INTRODUÇÃO

Considerada um dos hotspots mundiais de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000), a Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros que mais sofreu com as atividades antrópicas. Desde as primeiras etapas da colonização do Brasil, este bioma tem passado por períodos exploratórios que resultaram na sua conversão para áreas agrícolas, urbanas e industriais (RODRIGUES *et al.*, 2009).

No passado, a Mata Atlântica cobria cerca de 1,3 milhões de km² (15% do território nacional) e atualmente está reduzida a apenas 7% de sua cobertura original, distribuídos entre fragmentos predominantemente pequenos (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011) em diferentes estágios de sucessão, sendo os mais conservados encontrados nas partes de maiores altitudes e de difícil acesso (COELHO *et al.*, 2000).

A redução da cobertura florestal traz uma série de consequências para a sociedade. Além da perda de diversidade e extinção de espécies com potenciais desconhecidos, o desmatamento promove a perda de serviços ambientais, interferindo na qualidade de vida da sociedade (FEARNSIDE, 2006).

Com a conscientização da sociedade sobre serviços ambientais prestados pela natureza, a preocupação pela conservação dos recursos naturais e restauração de ecossistemas alterados tem se tornado cada vez mais presente nos fóruns de discussões sobre desenvolvimento sustentável. Há inclusive aumento no número de Unidades de Conservação e programas de restauração de ecossistemas florestais (ROPPA, 2009).

Inicialmente, os programas de restauração baseavam-se somente em técnicas silviculturais, passando posteriormente a considerar de forma preliminar os critérios ecológicos para escolha e combinação de espécies. Porém, os resultados gerados eram incipientes, pois não se pensava na sustentabilidade da floresta implantada. Atualmente, após a consolidação da ecologia da restauração como ciência e apoiado nos insucessos dos programas anteriores, os trabalhos de restauração passaram a utilizar metodologias que permitam a restauração dos processos ecológicos, garantindo dessa forma a construção de comunidades vegetais e sua manutenção no tempo (RODRIGUES *et al.*, 2009). O acervo de conhecimentos práticos para aprimorar essas metodologias autossustentáveis nos diferentes ecossistemas consiste em um dos principais desafios da sociedade científica contemporânea.

O entendimento dos processos de manutenção da sustentabilidade dos ecossistemas e dos mecanismos promotores de processos de restauração em áreas perturbadas são essenciais para aprimorar técnicas de restauração (SARTORI, 2001). Parte desse conhecimento pode ser obtida a partir de estudos sobre a estrutura e composição da regeneração natural dos fragmentos remanescentes, principalmente quando se combina os atributos ofertados pelo meio e os níveis de perturbação pretéritos.

Estudos realizados em áreas com históricos de perturbação similares, porém com intensidades distintas, possibilitam inferir sobre a dinâmica da regeneração natural e o funcionamento da comunidade. Esse conhecimento pode nortear ações de manejo e possíveis intervenções de indução do processo de restauração, além da proposição de modelos de restauração florestal (NARVAES *et al.*, 2008).

No Município de Paracambi, o cenário de perturbação e desestruturação dos ecossistemas se deveu em parte a produção de café, cana-de-açúcar e cereais, que ocupou a base da Serra do Mar e parte de suas encostas (TCR-RJ, 2008). Isso induziu o surgimento de processos erosivos e empobrecimento dos solos. Estes reduziram a produtividade da terra e geraram o abandono das culturas até 1880, potencializado pela combinação do êxodo rural com a perda da mão de obra escrava (TCR-RJ, 2008). A substituição da cobertura vegetal por

pastagens tem causado, ao longo dos anos, sérios problemas ambientais, como: aterramento das drenagens por assoreamento, entulhamento dos mananciais, deslizamentos, inundações da cidade e intenso processo de voçorocamento em morros (ROCHA, 2002).

A restauração de ecossistemas pode reduzir problemas ambientais e recuperar serviços ambientais por eles prestados, trazendo benefícios para sociedade urbana e rural. Contudo, o sucesso dos programas de restauração depende do conhecimento acerca dos mecanismos de funcionamento das comunidades florestais em restauração espontânea.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a estrutura e a florística da regeneração natural ao longo de um gradiente de perturbação no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ (PNMCP).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Perturbação dos Ecossistemas Florestais

Distúrbios naturais ou antrópicos podem alterar a dinâmica da vegetação florestal e desencadear o processo de sucessão secundária, como a abertura de clareiras naturais pela queda de árvores, deslizamento de terra, atividades vulcânicas, ataque de insetos e incêndios florestais (MARTINS *et al.*, 2002). A intensidade destes distúrbios condiciona diferentes níveis de perturbação, variando desde muito pouco (ecossistemas perturbados) até extremos (ecossistemas degradados), onde, sem apoio externo, não há condições dos ecossistemas se recuperarem dentro de uma perspectiva de vida humana (VALCARCEL & SILVA, 1997).

Os ecossistemas perturbados são ambientes que sofreram distúrbio, mas mantiveram meios de regeneração biótica, ou seja, um nível mínimo de resiliência capaz de promover a auto-regeneração (CARPANEZZI, 2005). Quando as magnitudes dos agentes causadores de distúrbios afetam a resiliência, ações de restauração permitem acelerar os processos de regeneração natural, catalisando seu estabelecimento e criando condições para a auto-sustentabilidade do ecossistema florestal (ENGEL & PARROTTA, 2003).

O histórico de perturbações de uma área tem implicações no processo de sucessão florestal, pois diferentes tipos e intensidades de perturbação podem resultar em estruturas distintas nos ecossistemas florestais (ALVES & METZGER, 2006). O conhecimento da dinâmica sucessional em condição de perturbação é essencial para definição de estratégias de restauração ecológica dos ecossistemas florestais (SARTORI, 2001).

2.2 Estrutura da Floresta

A estrutura da floresta designa a distribuição permanente ou evolutiva, na qual se distinguem populações e organizações de indivíduos (PUIG, 2008). A descrição de comunidades vegetais apresenta propósitos comparativos, com vistas a revelar padrões de variação da vegetação no espaço e no tempo e suas inter-relações com fatores ambientais (PILLAR, 1996). Segundo Durigan (2009), a caracterização estrutural ou fitossociológica de comunidades vegetais, para que se resulte em estudos científicos relevantes, só tem sentido se vinculada à análise dos fatores naturais (relacionados com a capacidade de suporte do meio) ou antrópicos (como os efeitos de borda, decorrentes da fragmentação, do fogo, do corte seletivo, etc.) que determinam ou modificam sua estrutura e composição. Neste sentido, estudos que avaliam a interferência das modificações do ambiente no comportamento da

vegetação são importantes para a definição de diretrizes de manejo, seja para exploração dos recursos florestais (MESQUITA, 2000) ou para restauração e conservação dos ecossistemas.

Para descrição qualitativa de uma comunidade, é suficiente listar as populações que a compõem. Já para descrição quantitativa é necessário o conhecimento das características estruturais horizontais e verticais das populações consideradas no seu todo (PILLAR, 1996).

A estrutura horizontal diz respeito à distribuição espacial de todas as espécies que compõem uma comunidade. Esta análise utiliza estimativas de densidade, dominância, valor de importância e valor de cobertura (ROSA *et al.*, 2008). A combinação destas estimativas com as informações funcionais das espécies encontradas nos diferentes estratos florestais possibilitam inferir sobre o estado de conservação atual e futuro da floresta.

A estrutura vertical refere-se ao estágio de desenvolvimento da floresta pela ocupação das espécies na sua estratificação (GALVÃO, 2005). Em geral, florestas em bom estado de conservação apresentam maior quantidade de espécies de hábitos distintos e indivíduos em fases de vida diferentes (MARTIN *et al.*, 2004), que por sua vez compõem banco de plântulas, sub-bosque, dossel e estrato emergente que caracteriza elevado grau de estratificação. Os fragmentos em estágio inicial de sucessão ou constantemente perturbados, com luminosidade mais intensa no solo, geralmente são desprovidos de espécies de arvores e arbustos características de sub-bosque, já que são espécies tolerantes à sombra na fase de germinação ou juventude (PUIG, 2008).

Para obtenção de informações a respeito da estrutura florestal é necessário elaborar estudos fitossociológicos, que tem como objetivo, caracterizar, classificar e investigar as relações entre os componentes da comunidade vegetal (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998). Por este motivo a fitossociologia vem sendo um dos ramos da ecologia vegetal mais utilizado para o reconhecimento das relações quantitativas entre as espécies, principalmente de comunidades arbóreas (EISENLOHR *et al.*, 2011).

Eisenlohr *et al.* (2011) indica que trabalhos fitossociológicos consistem em uma importante ferramenta para o reconhecimento da estrutura das comunidades vegetais e a relação destas comunidades com o ambiente no qual estão inseridas. A partir das informações geradas por esses estudos é possível o desenvolvimento de ações mais eficientes no sentido de atenuar as consequências da perda de biodiversidade.

Diante destas informações podemos compreender a importância dos estudos florísticos e fitossociológicos das florestas para a conservação e inferência dos serviços ambientais ofertados pelo ecossistema. Segundo Rosa *et al.* (2008), eles fornecem o conhecimento do estado atual dos fragmentos florestais além de subsídios para planos de recuperação.

2.3 Regeneração Natural

Segundo Gama *et al.* (2003), a regeneração natural refere-se às fases iniciais de estabelecimento e desenvolvimento das plantas, porém não existe consenso na comunidade científica quanto ao critério de inclusão para os indivíduos deste estrato. De acordo com Finol (1971), o estrato da regeneração natural é representado por todos os descendentes das plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 m de altura até o limite de 10 cm de diâmetro à 1,30 m do solo (DAP). Rollet (1978) e Volpato (1994) consideram como regeneração natural todos os indivíduos com DAP inferior a 5 cm. Franco (2005) destaca que diversos critérios de inclusão de indivíduos têm sido adotados nos estudos que tratam deste estrato, o que dificulta na determinação da evolução do ecossistema já que compromete a comparação deste componente florestal entre diferentes áreas estudadas.

Do ponto de vista de processo, a regeneração natural da floresta é definida como o mecanismo pelo qual a floresta, quando perturbada, se restabelece atingindo características de floresta madura (KLEIN, 1980). Este processo está diretamente ligado à sucessão ecológica, que se inicia com a colonização das espécies pioneiras, que irão promover alterações no ambiente, criando condições para que as espécies tardias possam posteriormente se estabelecer no local (FRANCO, 2005; BEGON *et al.*, 2007). Dessa forma existe uma alteração na composição florística e na estrutura da comunidade conforme o desenvolvimento da sucessão (GUARITARA & OSTERTAG, 2001).

As alterações supracitadas estão relacionadas a mudanças ambientais que condicionam o surgimento de espécies ou famílias botânicas (IBGE, 2012) e ainda, guildas com funções e exigências ambientais similares. Como exemplo, observa-se maior riqueza de espécies da família Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae nos contínuos florestais maduros da Floresta Atlântica (REITZ, 1965).

A descrição de modelos sucessionais que determinam a sequência de estabelecimento e extinção de espécies dominantes durante o processo de regeneração, possibilita prever parte das modificações na composição florística e nas demais características da comunidade, além de permitir a inferência sobre os mecanismos responsáveis pelas transformações (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

Neste sentido, o conhecimento da composição da regeneração contribui para definir o estágio e direções sucessionais de uma vegetação em desenvolvimento (SCHORN *et al.*, 2006). Dessa forma é possível entender a dinâmica da vegetação e, com base nos resultados, propor modelos que facilitem a regeneração e sucessão florestal (CALEGÁRIO, 1998; REZENDE, 1998; NARVAES *et al.*, 2008).

A análise da estrutura da regeneração também é de extrema importância já que fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o estoque da floresta, suas dimensões e sua distribuição na comunidade vegetal (CARVALHO, 1982). Estas informações permitem previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento da floresta no futuro, de maneira mais previsível que a composição florística (GUARITARA & OSTERTAG, 2001).

Torna-se evidente que o estudo da regeneração natural, composição florística e estrutura, permitem uma análise efetiva para diagnosticar o estado de conservação do fragmento e a resposta a interferência antrópica ou manejo (AMADOR & VIANA, 2000), motivo pelo qual o interesse no estudo da regeneração natural vem crescendo muito na última década.

2.3.1 Fatores que influenciam a regeneração natural

A regeneração natural depende primeiramente do estágio sucessional da floresta, sendo influenciada por fatores climáticos, fisiográficos, bióticos, edáficos e, até mesmo, antrópicos (RIBEIRO & FELFILI, 2009).

Whitmore (1990) destaca a luz que atinge os estratos inferiores da floresta como sendo um dos principais fatores que controlam o desenvolvimento da regeneração natural em populações de florestas tropicais.

Inoue (1979) enumera alguns fatores responsáveis pela ocorrência das espécies em estado de regeneração natural em maior ou menor intensidade, agindo simultaneamente para o seu sucesso no estabelecimento, formação estrutural e fisionômica da floresta, sendo eles: umidade, temperatura, germinação, competição, luz e solo.

Fatores endógenos (estrutura da vegetação e interação entre espécies) que controlam a dinâmica da regeneração incluem: clareiras causadas por quedas de árvores; mortalidade de

sementes em germinação e de plântulas, causada por patógenos, herbívoros e predadores de sementes; curta distância de dispersão; alelopatia e heterogeneidade local no ambiente físico (VEBLEN, 1992).

A velocidade e a direção do processo de regeneração natural das florestas tropicais dependem da intensidade da perturbação sofrida e também a fatores determinantes, como as plântulas presentes na área, o banco de sementes presentes no solo, as sementes introduzidas na área proveniente da vegetação vizinha (HARPER 1977, UHL *et al.*, 1981, YOUNG *et al.* 1987; UHL *et al.*, 1988; WHITMORE, 1990) e disponibilidade dos nutrientes através da ciclagem (VITOUSEK, 1984; MORELLATO, 1992),

Em ambientes onde a vegetação é retirada, o restabelecimento da floresta secundária pode ser estimado em aproximadamente 200 anos (SALDARRIAGA & UHL, 1991). Na ausência de distúrbios em larga escala, as mudanças temporais na composição e na dominância de espécies ao longo da sucessão têm sido traçadas como resultado da interação competitiva dentro e entre populações de espécies (PICKETT, 1976; SCHORN *et al.*, 2006). Tais interações são baseadas nas estratégias de regeneração e crescimento das diferentes espécies, que lhes conferem ou não um maior sucesso na utilização de recursos sob as diversas condições apresentadas ao longo do tempo (CASTELLANI, 1986).

Segundo Rodrigues (1999), a resiliência (potencial de regeneração das espécies) de um determinado fragmento florestal é variável no espaço e no tempo. Dentro desse contexto, a heterogeneidade da resiliência determina a composição do mosaico vegetacional de um remanescente florestal, no qual cada unidade vai ser ocupada por diferentes conjuntos de espécies (PICKETT & OSTFELD, 1995).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi (PNMCP), localizado no município de Paracambi, região metropolitana do Estado Rio de Janeiro (Figura 01), cuja coordenada geográfica central é 22°36'39''S e 43°42'33''O. Paracambi faz limite com os municípios de Piraí, Mendes, Engenheiro Paulo de Frontin, Miguel Pereira, Japeri, Seropédica e Itaguaí (TCR, 2009) e se encontra no sopé da macrounidade geomorfológica de domínio da Escarpa da Serra do Mar. Essa macrounidade atravessa o Estado do Rio de Janeiro na direção WSW-ENE (BRASIL, 1983; DANTAS, 2001a) e apresenta relevo bastante heterogêneo, predominando as escarpas, morrotes, morros baixos, colinas isoladas e em menor proporção aparecem áreas de baixadas próximas aos rios (DANTAS, 2001b).

O PNMCP foi criado pelo Decreto Municipal nº 1001, de 29 de janeiro de 2002 e alterado pela Lei Municipal nº 921, de 30 de abril de 2009. Seu objetivo é proteger uma área de floresta em bom estado de conservação e os serviços ambientais por ele prestados (SEMADES & ITPA, 2010). Inserido no corredor ecológico Tinguá-Bocaina (SEMADES & ITPA, 2010), o Parque apresenta grande importância para o fluxo gênico de espécies da fauna e da flora entre estes fragmentos, diminuindo as consequências da fragmentação dos ecossistemas florestais e auxiliando dessa forma na conservação do bioma Mata Atlântica (Figura 02). Possui 913,96 hectares de áreas montanhosas, alternando encostas com diferentes exposições e curvaturas (SEMADES & ITPA, 2010). Sua altitude varia de 53 a 672 m, sendo

a cobertura vegetal representada por Floresta Ombrófila Densa secundária em diferentes estágios de regeneração, cobrindo cerca de 70% da área do PNMC (AMORIM, 2012).



Figura 01. Localização do município de Paracambi, destacado em vermelho, no estado do Rio de Janeiro. Fonte: Abreu (2006).

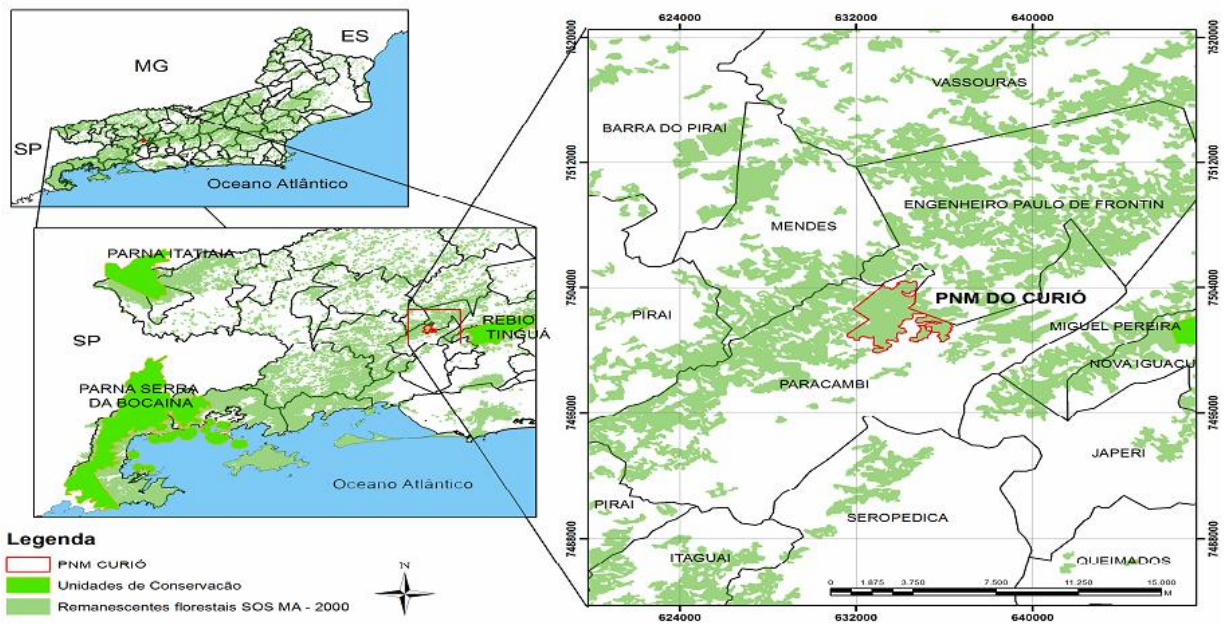


Figura 02. Localização do Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, no município de Paracambi, Rio de Janeiro, evidenciando os remanescentes florestais e as Unidades de Conservação próximas. Fonte: Mendonça Junior (2012).

A área de estudo compreende uma bacia com 126 hectares localizada no interior do PNMCP (Figura 03), sendo composta por um mosaico de manchas de vegetação em diferentes estágios de sucessão florestal.

O clima predominante da região de estudo é caracterizado como Aw, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger (PEEL *et al.*, 2007), com temperatura média anual de 21,7° C, média de verão de 23° a 24° C e de inverno de 18° a 19° C, variando a média da máxima de 30° a 33° C no verão e a da mínima de 12° a 13° C, no inverno (BARBIÉRE & KRONEMBERGER, 1994). A precipitação média anual oscila entorno de 1400 mm, sendo os meses junho, julho e agosto os mais secos (BARBIÉRE & KRONEMBERGER, 1994; DANTAS, 2001b).

Os solos pouco espessos (Cambissolos) alternam com mais espessos (Latosolos e Argissolos) (BRASIL, 1983; DANTAS, 2001b).

Na área do PNMCP e entorno, predomina a Floresta Ombrófila Densa Submontana. Esta formação ocupa áreas dissecadas entre as faixas de altitude de 50 e 500 m, sobre litologia do Pré-Cambriano, apresentando geralmente algum grau de intervenção antrópica (BRASIL, 1983).

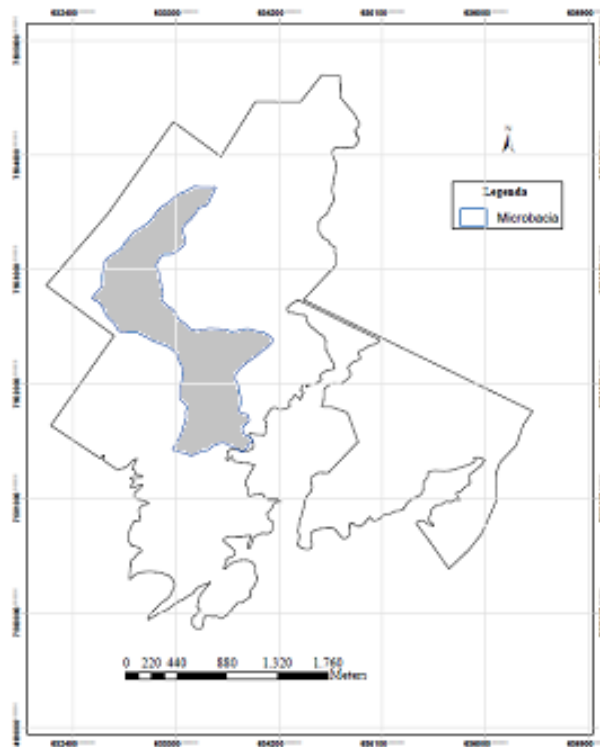


Figura 03. Localização da bacia de 126 hectares no interior do Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, onde foi realizado o estudo.

3.2 Histórico de perturbações

A área que atualmente compreende o PNMCP pertenceu à extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial, que foi fundada em 1871 e funcionou até o ano de 1996 (AMORIM, 2012). Foi instalada no sopé da Serra do Mar, abrangendo as quedas d'água do Ribeirão dos Macacos e de outros rios próximos (KELLER, 1997).

A quantidade de rios e ribeirões foi o principal atrativo para a instalação da indústria, pois a fonte de energia hidráulica era a disponível na época (BOHRER, 2004). O projeto previa o desvio e represamento de rios que banhavam a área e que teriam suas águas canalizadas até a fábrica com desnível de 90 metros até o prédio. Dessa forma a água seria

utilizada para a movimentação dos equipamentos de produção (teares, etc.) e de apoio (elevadores) e também para um complexo sistema de extinção de incêndios (KELLER, 1997).

Um importante fator de perturbação na área do Parque foi a abertura de trilhas de acesso aos mananciais e de instalação de estruturas de condução de água (Figura 04) (AMORIM, 2012). Atualmente, é possível encontrar restos dos aquedutos (Figura 05), inclusive na bacia onde foram instaladas as parcelas para o desenvolvimento deste trabalho.

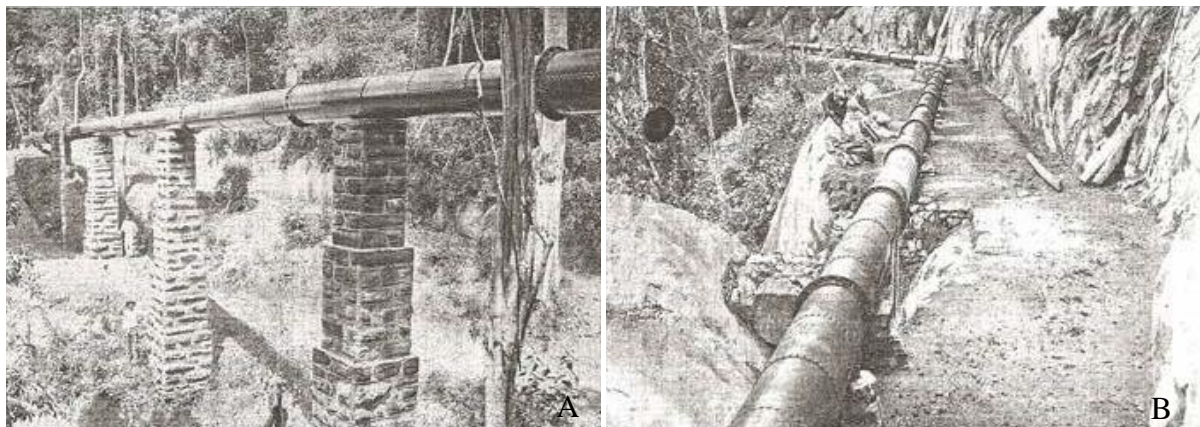


Figura 04. Instalação das tubulações para drenagem e escoamento da água do PNMC em direção a Companhia Têxtil Brasil Industrial, realizada em 1892. A) Colunas para sustentação das tubulações. B) Abertura de trilhas para tubulação. Fonte: Bohrer (2004).



Figura 05. Resquícios de intervenção pela extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial no PNMCP. A) Coluna construída em 1892 para sustentação da tubulação. B) Restos da tubulação utilizada.

Outra intervenção na área do Parque foi a implantação de talhões de eucalipto realizada na década de 1930 (Figura 06) (NATAL *et al.*, 1987). Hoje, ainda existem indivíduos remanescentes que ultrapassam 50 cm de DAP (AMORIM, 2012), abaixo dos quais ocorre o processo de regeneração da floresta (Figura 07).



Figura 06. Vista geral da Companhia Têxtil Brasil Industrial em 1939, com talhão de Eucalipto implantado em área do atual PNMCP. Fonte: Bohrer (2004).



Figura 07. Eucaliptos remanescentes do plantio realizado na década de 1930 no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, pela Companhia Têxtil Brasil Industrial, abaixo dos quais ocorre o processo de regeneração da floresta.

Na década de 1940, durante a guerra, devido à escassez de óleo combustível, foi necessário utilizar de lenha como fonte de energia, levando a supressão dos talhões de eucalipto e também de áreas de remanescentes florestais nativos (NATAL *et al.*, 1987).

Em 1950, foi construída a Usina de Força Elétrica na estrada Paracambi / Engenheiro Paulo de Frontin, aproveitando açude existente, substituindo motores hidráulicos por elétricos (NATAL *et al.*, 1987) e reduzindo a pressão de desmatamento da vegetação florestal nativa do parque.

3.3 Delimitação dos sítios amostrais

A análise em campo dos indícios de atividade antrópica e o levantamento do histórico de uso do PNMCP revelaram a existência de um gradiente de perturbação. Dessa forma foi possível estabelecer três sítios com diferentes níveis de interferência antrópica em uma mesma vertente da bacia hidrográfica, onde os processos hidrológicos e ambientais ocorrem de forma integrada e interdependente, variando apenas o nível de evolução da sucessão natural (Figura 08).



Figura 08. Delimitação da microbacia e localização dos sítios de amostragem no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. Sítio 1: Perturbado; Sítio 2: Moderadamente perturbado; Sítio 3: Controle.

A escolha dos sítios foi condicionada à padronização de fatores físicos, como curvatura e declividade do terreno, exposição e distância da calha principal da microbacia. Essa padronização teve como objetivo reduzir as influências decorrentes da oferta diferenciada de atributos ambientais e deixar o efeito da intensidade de perturbação prevalecer sobre o processo sucessional.

O sítio com maior nível de perturbação no passado (Sítio 1) foi denominado “Sítio perturbado”, estando este mais próximo a antiga fábrica e a borda do PNMCP, o que lhe confere maior facilidade de acesso. Nesta área houve intenso corte da vegetação nativa, podendo ainda ser observado em meio à floresta os vestígios da exploração passada evidenciado pelas raras árvores com diâmetros superiores a média (Figura 09). Outro indicador do grau de antropização do local é a presença de espécies exóticas como a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) e o eucalipto (*Eucalyptus sp.*). Além disto, houve construção de estradas (Figura 10) tanto para o transporte de madeiras provenientes dos talhões de eucalipto quanto para passagem das tubulações de captação de água. Nesse sítio os indícios de intervenções passadas são maiores que nos demais.

O sítio com nível intermediário de perturbação (Sítio 2), denominado “Sítio moderadamente perturbado”, localiza-se em uma região interna ao Parque, porém também apresenta relativa facilidade de acesso e alguns indícios de perturbação passada (proximidade a antigos cortes de estrada, poucas árvores com diâmetro elevado, etc.). As intervenções na

área coincidem com as do Sítio perturbado, porém os indícios de corte seletivo são escassos, não foram encontradas espécies exóticas e as áreas abertas para a antiga tubulação são restritas as trilhas ainda ativas.



Figura 09. Árvore antiga, com diâmetro superior a média, localizada no sítio perturbado, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi.



Figura 10. Antiga estrada aberta pela extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial em área localizada entre os sítios perturbado e moderadamente perturbado, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi.

Já o sítio com menor grau de perturbação antrópica (Sítio 3), denominado “Sítio controle”, localiza-se em uma região onde não existem marcas de intervenção por parte da Companhia Têxtil Brasil Industrial. O bom estado de conservação da região é evidenciado pela quantidade de espécies de hábitos distintos e indivíduos em fases de vida diferentes, caracterizando elevado grau de estratificação, além da homogeneidade da distribuição dos fustes de grandes diâmetro e altura do dossel. Se existiu alguma grande intervenção provavelmente foi anterior a posse das terras pela Companhia. Por apresentar maior dificuldade de acesso, a região ficou sujeita a ações antrópicas menos impactantes à vegetação, como a caça de animais (pássaros e pequenos mamíferos) e a extração de produtos

não madeireiros, como o palmito Jussara (*Euterpe edulis* Mart.). Vale ressaltar que este é o único local do Parque onde ainda se encontram populações da espécie o que provavelmente está relacionado a oferta de atributos ecológicos no ecossistema.

3.4 Amostragem

Foram delimitados sistematicamente dez blocos de 100 m² em cada sítio amostral. A distância entre os sítios foi de 250 m sendo que em cada sítio os blocos foram alocados a 30 m da calha principal da bacia e a 20 m do bloco subsequente.

Em cada bloco a regeneração natural foi mensurada em quatro parcelas de 1m² (Figuras 11). Essas foram alocadas a 3 m de distância da borda dos blocos previamente delimitados (Figura 12), totalizando 40m² de área amostrada por sítio.

Como critério de inclusão, foram considerados todos os indivíduos de hábito arbóreo e arbustivo com diâmetro a 1,30 m do solo inferior a 5 cm e altura superior a 30 cm (GAMA *et al.*, 2001). Destes registrou-se a espécie e a altura, medida com vara graduada em centímetros. Os diâmetros não foram mensurados, pois esta medida é pouca precisa e gera pouca informação nessa fase de crescimento (FELFILI *et al.*, 2005).



Figura 11. Parcela de 1m² para amostragem da regeneração natural, localizada no sítio controle, no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi.

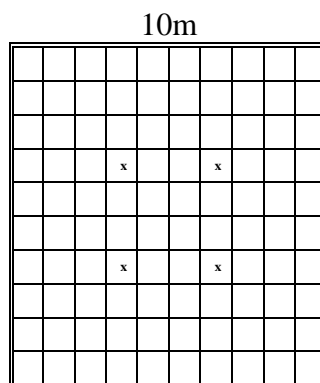


Figura 12. Esquema de localização das parcelas para amostragem da regeneração natural, distantes 3 m das bordas dos blocos.

3.5 Análise da Vegetação

As espécies não identificadas em campo foram coletadas, etiquetadas e armazenadas em sacos plásticos para transporte até o Laboratório de Manejo de Bacias Hidrográficas (LMBH), da Universidade Federal do Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), onde foram herborizadas. A identificação foi realizada por comparação com exsicatas no Herbário RBR do Departamento de Botânica da UFRRJ, contando também com a ajuda de especialistas botânicos. As espécies foram classificadas de acordo com o Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009).

Todas as espécies de porte arbóreo/arbustivo amostradas foram classificadas de acordo com seu grupo ecológico, em pioneiras (PI), secundárias iniciais (SI), secundárias tardias (ST), climáticas e não classificadas (NC) (GANDOLFI *et al.*, 1995). A classificação foi feita através de consultas à literatura.

A síndrome de dispersão das espécies foi classificada como biótica, abiótica e não classificada, de acordo com as informações disponíveis na literatura e pelas características morfológicas dos frutos.

Para avaliar a diferença na riqueza de espécies de plântulas entre os sítios amostrais, foram construídas curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras e seus respectivos desvios. Esta metodologia foi utilizada, pois permite padronização e comparação significativa de conjuntos de dados (GOTELLI & COLWELL 2001). Para cada sítio, uma curva média de acumulação de espécies para a riqueza observada (S_{obs}) foi obtida após 100 aleatorizações na ordem de amostragem das 40 parcelas de 1 m^2 (COLWELL & CODDINGTON 1994). Como as curvas de acumulação podem subestimar a riqueza de espécies (COLWELL & CODDINGTON 1994, GOTELLI & COLWELL 2001), foi utilizado também um estimador não-paramétrico de cobertura baseado em incidência (S_{ice}), para estimar a riqueza máxima dentro de cada área (LEE & CHAO 1994, CHAZDON *et al.* 1998). Este estimador é considerado robusto e relativamente insensível ao tamanho da amostra (CHAZDON *et al.* 1998). As curvas de acumulação de espécies para riqueza observada e estimada também foram utilizadas para avaliação da suficiência amostral.

A diversidade de espécies (H') foi estimada através do índice de Shannon (Equação 1). Como os valores de diversidade apresentaram pouca discrepância, aplicou-se teste estatístico paramétrico (teste “t”) proposto por Hutcheson (1970), para verificar a existência de diferença significativa entre a diversidade dos sítios.

Para analisar a homogeneidade das comunidades em cada sítio, foram construídas curvas de distribuição das abundâncias relativas por espécies. Essas curvas foram comparadas através do Teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras independentes (SOKAL & ROHLF, 1981).

Para análise da similaridade existente entre os sítios, foi determinado o Índice de Sørensen (S) (Equação 2).

ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON (H'): usado na determinação da riqueza de espécies por área (MAGURRAN, 1995).

$$H' = - \sum_{i=1}^n \left(\frac{N_i}{N} \right) \ln \left(\frac{N_i}{N} \right) \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon

N_i = Número de indivíduos da i -ésima espécie

N = Número total de indivíduos.

SIMILARIDADE ou ÍNDICE DE SÖRENSEN (S): mede a similaridade das espécies entre duas amostras, ponderando mais as presenças do que as ausências (PINTO-COELHO, 2000).

$$S = \frac{2a}{2a + b + c} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

a = Número de espécies comuns entre dois sítios.

b = Número de espécies de um sítio.

c = Número de espécies do outro sítio.

Para cada sítio foram estimados os índices fitossociológicos da regeneração natural: densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), conforme Felfili & Rezende (2003). O Valor de Importância da Regeneração Natural (VIRN) foi calculado pela Equação 3, conforme Ribeiro & Felfili (2009):

$$VIRN = FR + DR \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

VIRN = Valor de Importância da Regeneração Natural

FR = Frequência relativa

DR = Densidade relativa

A análise da estrutura foi baseada nos valores de riqueza média, densidade média e altura relativa. As classes de tamanho foram definidas em intervalos regulares (50 cm de altura), exceto a primeira classe de altura (30-50 cm).

A riqueza e densidade média dos sítios foram comparadas através do teste não paramétrico de variância Kruskal-Wallis. Este teste foi utilizado pois não foi possível transformar os dados de forma a alcançar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade necessários à estatística paramétrica. Determinou-se a proporção de indivíduos distribuídos em diferentes classes de altura de cada sítio e a comparação desta estimativa entre os sítios foi realizada através do Teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras independentes (SOKAL & ROHLF, 1981).

Em todos os testes estatísticos foi considerado nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

Foram encontradas ao todo 102 espécies arbóreas e arbustivas (incluindo morfoespécies) dentre as 233 plântulas amostradas, distribuídas em 31 famílias e 66 gêneros. Destas, seis espécies foram identificadas em nível de família, onze de gênero e apenas duas permaneceram indeterminadas (Tabela 1). As famílias mais ricas foram Myrtaceae (19 espécies), Rubiaceae (14) Fabaceae (8), Moraceae (5) e Lauraceae (5).

Em relação ao grupo ecológico, 16 espécies foram classificadas como secundária inicial, 43 como secundárias tardias, 2 como climáticas e 41 não foram classificadas devido à ausência de informações.

A síndrome de dispersão biótica predominou sobre a abiótica, com 78 e 18 espécies respectivamente. Seis espécies não foram classificadas quanto a dispersão, pois não possuíam componentes reprodutivos na época da amostragem e algumas não foram identificadas nem mesmo em nível de família.

Tabela 1. Composição Florística, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) da regeneração natural de uma microbacia com diferentes níveis de perturbação localizada no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: C: clímax; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; Abio: abiótica; Bio: biótica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio Moderadamente perturbado; C: sítio controle.

Família/ Espécies	GE	SD	NI			Total
			P	MP	C	
Anacardiaceae						
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	SI	Abio		1		1
Annonaceae						
<i>Guatteria aff. australis</i> A.St.-Hil.	SI	Bio	2			2
<i>Oxandra martiana</i> (Schltdl.) R.E.Fr.	NC	Bio		2		2
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	SI	Bio			2	2
Arecaceae						
<i>Bactris caryotifolia</i> Mart.	ST	Bio		4		4
Asteraceae						
<i>Stiffia chrysantha</i> J.C.Mikan	NC	NC			1	1
Burseraceae						
<i>Protium cf. glaziovii</i> Swart	NC	Bio		1		1
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	SI	Bio			1	1
Celastraceae						
<i>Tontelea fluminensis</i> (Peyr.) A.C.Sm.	NC	Bio	1			1
Chrysobalanaceae						
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	C	Bio			2	2
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	ST	Bio		2	5	7
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	ST	Bio		2	5	7
<i>Tovomita leucantha</i> (Spreng.) Planch. & Triana	ST	Bio	3			3
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	NC	Bio			1	1
Connaraceae						
<i>Connarus detersus</i> Planch.	C	Abio			1	1
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	ST	Bio	1	1	2	4
Euphorbiaceae						
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	ST	Abio	2	7	1	10
<i>Gymnanthes multiramea</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	NC	Abio			2	2
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	ST	Bio	1			1
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	ST	Abio	3	4	5	12
Fabaceae						
<i>Chamaecrista aspleniifolia</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	ST	Abio			1	1
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	NC	Abio		1		1
<i>Ingá</i> sp.	NC	Abio			3	3
<i>Moldenhawera floribunda</i> Schrad.	NC	Abio	1	1		2
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	SI	Abio		1		1
<i>Pterocarpus rorhi</i> Vahl	SI	Abio	4	1		4
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	ST	Bio		1		1
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	ST	Bio			5	5
Lacistemataceae						
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	Bio			1	1
Lauraceae						
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	ST	Bio		1		1

Tabela 1. Continuação

	Lauraceae sp.3		NC	Bio		2		2
	Lauraceae sp.4		NC	Bio			1	1
	Lauraceae sp.5		NC	Bio			1	1
	<i>Licaria armeniaca</i>	(Nees) Kosterm.	ST	Bio			1	1
	<i>Ocotea aniboides</i>	(Meisn.) Mez	ST	Bio	1	2		3
Malvaceae								
	<i>Quararibea turbinata</i>	(Sw.) Poir.	ST	Abio	3	4	1	8
Melastomataceae								
	<i>Miconia</i> sp.		NC	Bio			1	1
Meliaceae								
	<i>Guarea macrophylla</i>	Vahl	ST	Bio		1	4	5
	<i>Trichilia pallens</i>	C.DC.	SI	Bio	1			1
	<i>Trichilia lepidota</i>	Mart.	ST	Bio	2			2
Moraceae								
	<i>Brosimum guianense</i>	(Aubl.) Huber ex Ducke	ST	Bio			1	1
	<i>Helicostylis tomentosa</i>	(Poepp. & Endl.) Rusby	ST	Bio		1		1
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	Trécul	SI	Bio	1	3		4
	<i>Sorocea hilarii</i>	Gaudich.	SI	Bio	1	1		2
	<i>Sorocea bonplandii</i>	(Baill.) W.C.Burger <i>et al.</i>	ST	Bio	1	2		3
Myristicaceae								
	<i>Virola gardneri</i>	(A.DC.) Warb.	ST	Bio	2		1	3
Myrtaceae								
	<i>Calyptranthes cf. lucida</i>	Mart. ex DC.	ST	Bio	1			1
	<i>Calyptranthes</i> sp.2		NC	Bio		2		2
	<i>Campomanesia cf. laurifolia</i>	Gardner	SI	Bio	1			1
	<i>Eugenia batingabranca</i>	Sobral	NC	Bio		1		1
	<i>Eugenia cf. rostrata</i>	O. Berg	NC	Bio			2	2
	<i>Eugenia oblongata</i>	O. Berg	ST	Bio		3	4	7
	<i>Eugenia</i> sp.6		NC	Bio			1	1
	<i>Eugenia</i> sp.7		NC	Bio	1			1
	<i>Eugenia xanthoxyloides</i>	Cambess.	NC	Bio			1	1
	<i>Eugenia pisiformis</i>	Cambess.	ST	Bio	1	1		2
	<i>Marlierea cf. suaveolens</i>	Cambess.	ST	Bio	1			1
	<i>Myrcia cf. laxiflora</i>	Cambess.	ST	Bio			1	1
	<i>Myrcia guianensis</i>	(Aubl.) DC	NC	Bio			3	3
	<i>Myrcia</i> sp.5		NC	Bio			1	1
	<i>Myrcia splendens</i>	(Sw.) DC	ST	Bio			3	3
	<i>Myrcia subsericea</i>	A.Gray	ST	Bio	1	2	2	5
	<i>Myrciaria floribunda</i>	(H.West ex Willd.) O.Berg	ST	Bio		1	2	3
	<i>Myrciaria</i> sp.2		NC	Bio	1			1
	Myrtaceae sp.19		NC	Bio			3	3
Nyctaginaceae								
	<i>Andradaea floribunda</i>	Allemão	ST	Abio			1	1
	<i>Neea floribunda</i>	Poepp. & Endl.	ST	Bio	1			1
	<i>Guapira nitida</i>	(Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	NC	Bio			1	1
	<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz	SI	Bio		1	1	2
Peraceae								
	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Poepp. ex Baill.	SI	Abio		1		1
Piperaceae								
	<i>Piper anisum</i>	(Spreng.) Angely	NC	Bio		1		1
	<i>Piper ovatum</i>	Vahl	NC	Bio		1		1

Tabela 1. Continuação

	<i>Piper</i> sp.3		NC	Bio	1		1	
Primulaceae								
	<i>Clavija spinosa</i> (Vell.) Mez		NC	Bio	1		1	
Rubiaceae								
	<i>Coussarea bocainae</i> M.Gomes		ST	Bio	1		1	
	<i>Coussarea cf. contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.		ST	Bio	1		1	
	<i>Coussarea meridionalis</i> (Vell.) Müll.Arg.		ST	Bio	1		1	
	<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.		NC	Bio		2	2	
	<i>Coussarea verticillata</i> Müll.Arg.		ST	Bio		1	1	
	<i>Faramea multiflora</i> A.Rich.		SI	Bio		1	1	
	<i>Faranea cf. porophylla</i> (Vell.) Müll.Arg.		NC	Bio		1	1	
	<i>Faramea truncata</i> (Vell.) Müll.Arg.		NC	Bio	1		1	
	<i>Faramea</i> sp.4		NC	Bio		1	1	
	<i>Psychotria densicostata</i> Müll.Arg.		NC	Bio	6		6	
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		SI	Bio	1		1	
	<i>Psychotria</i> sp.3		NC	Bio		2	2	
	Rubiaceae sp.13		NC	NC		1	1	
	Rubiaceae sp.14		NC	NC	1		1	
Rutaceae								
	<i>Conchocarpus grandiflorus</i> (Engl.) Kallunki & Pirani		NC	Abio	12		12	
	<i>Conchocarpus macrophyllus</i> J.C.Mikan		ST	Abio	2		2	
	<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki		ST	Abio	2		2	
Salicaceae								
	<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.		ST	Bio		1	1	
Sapindaceae								
	<i>Allophylus leuocladus</i> Radlk.		SI	Bio	1	1	2	
	<i>Cupania concolor</i> Radlk.		NC	Bio		3	3	
	<i>Matayba</i> sp.		NC	Bio		1	1	
	Sapindaceae sp.4		NC	NC		1	1	
Sapotaceae								
	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.		ST	Bio	2	1	3	
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.		ST	Bio		1	1	
	<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre		ST	Bio	1	2	3	
	<i>Pouteria filipes</i> Eyma		ST	Bio		3	3	
Violaceae								
	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.		ST	Abio	1	1	2	
Indeterminada								
	Indeterminada sp.1		NC	NC	1		1	
	Indeterminada sp.2		NC	NC		1	1	
Total geral					66	75	92	233

Conforme aumento da intensidade de perturbação, ocorreu diminuição gradativa da riqueza, diversidade, densidade média e composição florística das famílias Myrtaceae e Rubiaceae (Tabela 1). Não foram amostradas, em nenhum dos ambientes, espécies classificadas como pioneira e houve predomínio constante de espécies tardias no estrato regenerante, indicando que após o término das interferências antrópicas a sucessão natural continuou se desenvolvendo.

O sítio controle apresentou maior número de famílias (24) e maior riqueza (50 espécies). Nele, as famílias mais representativas foram Myrtaceae (11 espécies) e Rubiaceae (7). Essas famílias representaram 35% da riqueza e 35% dos indivíduos amostrados no

ambiente. *L. kunthiana*, *G. gardneriana*, *S. verticillata* e *Z. glabra* estiveram entre as mais abundantes. O sítio com perturbação moderada apresentou 21 famílias e 46 espécies. As famílias mais importantes foram Myrtaceae (6 espécies), Fabaceae (5), Rubiaceae (5), Moraceae (4) e Sapotaceae (4) e corresponderam a mais de 52% da riqueza e 44% dos indivíduos. Por fim, o sítio perturbado apresentou o menor número de famílias (18) e espécies (34). Assim como nos demais, a família Myrtaceae apresentou maior número de espécies (7), seguida de Euphorbiaceae (3), Moraceae (3) e Rutaceae (3). Porém as espécies mais abundantes foram *C. grandiflorus* (Rutaceae), e *P. densicostata* (Rubiaceae) que juntas correspondem a 27% dos indivíduos. Apesar das variações na composição florística, a riqueza média não diferiu significativamente entre os sítios (Teste Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

O grupo ecológico predominante foi das secundárias tardias, com 56%, 52% e 44%, enquanto as secundárias iniciais representaram apenas 21%, 20% e 10%, partido do sítio perturbado até o sítio controle. Apenas no sítio controle foram encontradas espécies climáticas, sendo elas *L. octandra* (Chrysobalanaceae) e *C. deterrentus* (Connaraceae). As análises com relação ao grupo ecológico ficaram comprometidas devido ao elevado número de espécies não classificadas (40% do total, sendo 23% no sítio perturbado, 28% no sítio moderadamente perturbado e 42% no sítio controle). A baixa disponibilidade de informações, principalmente para as espécies encontradas no sítio controle, pode ser justificada pela predominância de estudos realizados em fragmentos com alto índice de perturbação e pelo critério de inclusão adotado na maioria dos estudos.

O mesmo padrão de síndrome de dispersão observado ocorreu para todos os ambientes analisados separadamente, onde em todos os casos pelo menos 74% das espécies são dispersas por agentes biológicos (Tabela 1). A representatividade das espécies dispersas por fatores abióticos teve uma tendência positiva com o aumento da perturbação, variando de 18% (controle) a 23% (perturbado).

Nenhuma das curvas de acumulação de espécies observadas esteve próxima da estabilização (Figura 13). Além disto, os estimadores não-paramétricos de riqueza máxima de espécies (S_{ice}) indicaram valores superiores aos encontrados no presente trabalho. Os valores de S_{ice} foram de 103 espécies, tanto para o sítio controle quanto para o moderadamente perturbado, e 84 espécies para o sítio perturbado.

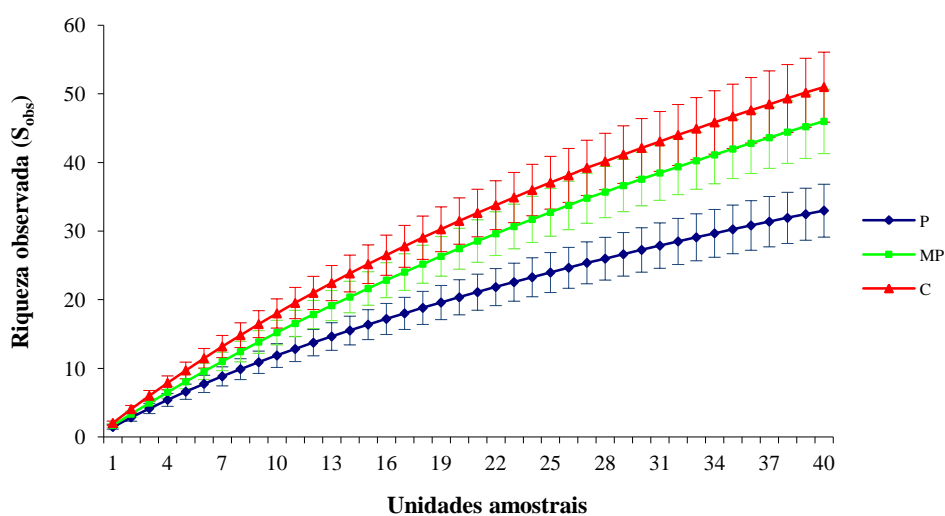


Figura 13. Curva de acumulação de espécies para riqueza observada (S_{obs}) na regeneração natural por unidade amostral nos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ.

A menor riqueza de plântulas observada (S_{obs}) para o número máximo de amostras (40 parcelas de 1 m²) foi obtida para o sítio perturbado, enquanto os sítios moderadamente perturbado e controle mostraram os valores mais altos (Figura 13). De maneira geral, a riqueza máxima estimada (S_{ice}) seguiu o mesmo padrão da riqueza observada.

Os valores de diversidade (H') aumentaram conforme melhoria no estado de conservação dos sítios, variando de 3,19 a 3,72, havendo diferença significativa apenas para o sítio perturbado em relação aos demais (Teste “t” de Hutcheson, $p < 0,05$) (Tabela 2). O mesmo comportamento não foi obtido com os valores do índice de similaridade. O sítio moderadamente perturbado apresentou maior similaridade florística com o sítio perturbado (Tabela 2), tendo 14 espécies em comum, entre elas *P. laevigata* e *P. rohrii* foram as mais abundantes e exclusivas desses dois locais (Tabela 1). Já com o sítio controle foram 13 espécies. Houve apenas seis espécies em comum entre o sítio controle e o perturbado o que explica o menor valor de similaridade ocorrido. *A. verticillatus*, *E. cuspidifolium*, *M. subsericea*, *Q. turbinata* e *S. verticillata* foram as espécies que ocorreram em todos os sítios (Tabela 1).

Tabela 2. Valores de diversidade (H') e similaridade florística da regeneração natural dos sítios perturbado, moderadamente perturbado e controle no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Letras iguais indicam igualdade de diversidade no índice de Shannon, pelo teste de Hutcheson ($\alpha = 0,05\%$).

Sítios	Similaridade		H'
	Perturbado	Moderadamente perturbado	
Perturbado	-	-	3,19 b
Moderadamente perturbado	0,259	-	3,63 a
Controle	0,125	0,213	3,72 a

A composição das espécies mais importantes variou entre os ambientes (Tabela 3).

No sítio perturbado a espécie mais importante foi *C. grandiflorus*, um arbusto característico do sub-bosque e frequentemente encontrado, podendo ser confirmado por sua elevada frequência e densidade relativa, 13,6% e 18,2%, respectivamente. Nota-se também que as famílias Rutaceae e Euphorbiaceae corresponderam a aproximadamente 33% de todos os indivíduos amostrados no sítio perturbado, o que caracteriza uma alta dominância para apenas duas famílias.

No sítio moderadamente perturbado *A. verticillatus* obteve maior valor de importância. Assim como no anterior, a família Euphorbiaceae foi a mais rica entre as dez espécies com maior valor de importância dentro de cada sítio.

No sítio controle *L. khunthiana*, foi a mais representativa, porém, observa-se que seu valor de importância não apresenta grande discrepância em relação as demais, assim como observado nos outros sítios, denotando um ambiente com maior homogeneidade entre as espécies, característico de locais em bom estado de conservação. Neste, a família mais representativa foi Myrtaceae, com três espécies entre as de maior valor de importância.

Algumas espécies ocorreram nos três ambientes, porém com valores de importância diferentes, provavelmente proporcionados pelas diferenças no nível de perturbação. Mesmo estando presente nos três sítios, *S. verticillata* e *A. verticillatus* apresentaram-se em posições diferentes em relação ao valor de importância, principalmente para a segunda espécie, que no sítio controle nem mesmo está entre as dez com maior valor de importância.

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das dez espécies com maior valor de importância da regeneração natural (VIrn) nos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: FR = frequência relativa; DR = densidade relativa.

Sítios	Espécies	FR(%)	DR(%)	VIrn
P	<i>Conchocarpus grandiflorus</i>	13,6	18,2	31,7
	<i>Psychotria densicostata</i>	10,2	9,1	19,3
	<i>Pterocarpus rohri</i>	6,8	6,1	12,8
	<i>Quararibea turbinata</i>	5,1	4,5	9,6
	<i>Senefeldera verticillata</i>	3,4	4,5	7,9
	<i>Tovomita leucantha</i>	3,4	4,5	7,9
	<i>Actinostemon verticillatus</i>	3,4	3,0	6,4
	<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	3,4	3,0	6,4
	<i>Conchocarpus macrophyllus</i>	3,4	3,0	6,4
	<i>Neoraputia alba</i>	3,4	3,0	6,4
MP	<i>Actinostemon verticillatus</i>	8,8	9,3	18,2
	<i>Bactris caryotifolia</i>	4,4	5,3	9,7
	<i>Senefeldera verticillata</i>	4,4	5,3	9,7
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	4,4	4,0	8,4
	<i>Quararibea turbinata</i>	2,9	5,3	8,3
	<i>Eugenia oblongata</i>	2,9	4,0	6,9
	<i>Pouteria filipes</i>	2,9	4,0	6,9
	<i>Calyptanthes sp.2</i>	2,9	2,7	5,6
	<i>Garcinia gardneriana</i>	2,9	2,7	5,6
	<i>Oxandra martiana</i>	2,9	2,7	5,6
C	<i>Licania kunthiana</i>	6,0	5,4	11,5
	<i>Garcinia gardneriana</i>	4,8	5,4	10,3
	<i>Senefeldera verticillata</i>	4,8	5,4	10,3
	<i>Zollernia glabra</i>	4,8	5,4	10,3
	<i>Guarea macrophylla</i>	4,8	4,3	9,2
	<i>Cupania concolor</i>	3,6	3,3	6,9
	<i>Ingá sp.</i>	3,6	3,3	6,9
	<i>Myrcia guianensis</i>	3,6	3,3	6,9
	<i>Myrcia splendens</i>	3,6	3,2	6,9
	<i>Eugenia oblongata</i>	2,4	4,3	6,8

A densidade média entre os sítios variou entre 1,6 a 2,3 indivíduos por m² e não diferiram significativamente (Teste Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). O mesmo não ocorreu quando comparada a distribuição da abundância relativa por espécie (Teste Kolmogorov-Smirnov), havendo diferenças significativas tanto para o sítio perturbado e moderadamente perturbado ($p < 0,05$), perturbado e controle ($p < 0,05$), quanto para o moderadamente perturbado e controle ($p < 0,05$). Essa diferença se torna evidente quando analisamos a curva de distribuição das abundâncias relativas para cada sítio (Figura 14). No sítio perturbado apenas sete espécies representam 50% do total de indivíduos, enquanto esse valor é representado por 12 e 13

espécies, no sítio moderadamente perturbado e controle, respectivamente (Tabela 1 e Figura 14).

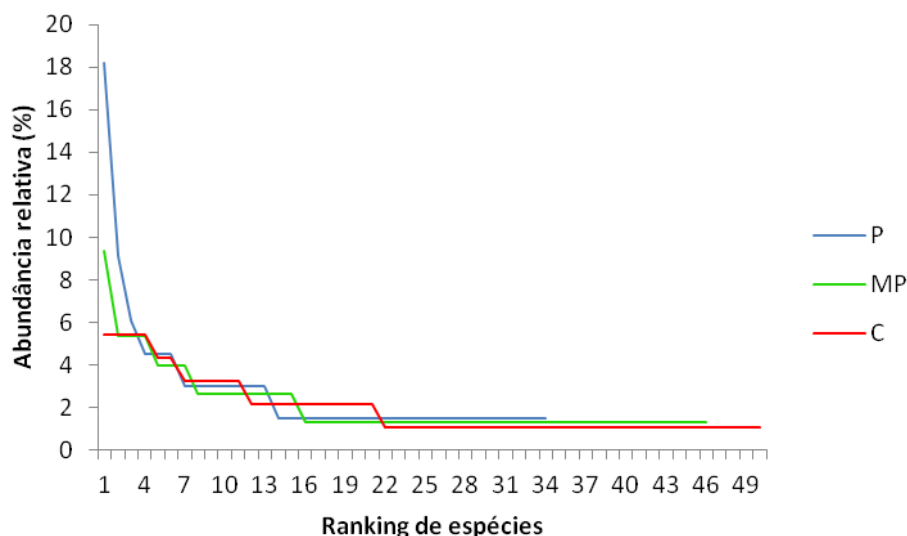


Figura 14. Curvas de distribuição das abundâncias relativas das espécies que ocorrem na regeneração natural dos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ.

Mais da metade dos indivíduos amostrados (>60%) possuía entre 30 e 150 cm de altura, não havendo diferença significativa na proporção de plântulas distribuídas em diferentes classes de altura entre as áreas amostradas (Teste Kolmogorov-Smirnov, $P > 0,05$) (Figura 15).

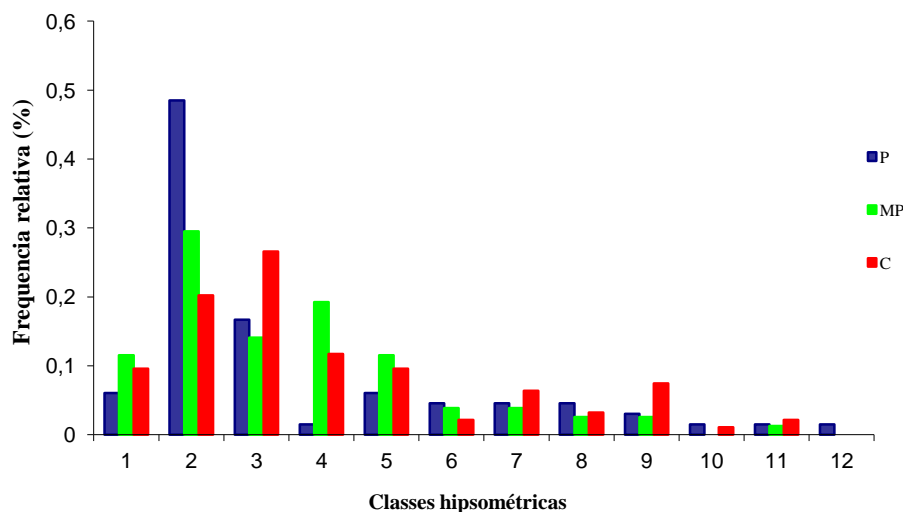


Figura 15. Distribuição hipsométrica relativa dos indivíduos que ocorrem na regeneração natural dos sítios perturbado (P), moderadamente perturbado (MP) e controle (C) no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi - RJ. Em que: Classe 1= 30-50 cm; Classes 2= 51-100 cm; Classe 3= 101-150 cm; Classe 4= 151-200 cm; Classe 5= 201-250 cm; Classe 6= 251-300; Classe 7= 301-350; Classe 8= 351-400 cm; Classe 9= 401-450 cm; Classe 10= 451-500 cm; Classe 11= 501-550 cm; Classe 12= 551-600 cm.

5. DISCUSSÃO

A regeneração natural é definida como o processo pelo qual a floresta perturbada atinge características da floresta madura (KLEIN, 1980) existindo por tanto uma alteração na composição florística e na estrutura da comunidade conforme o desenvolvimento da sucessão (GUARITARA & OSTERTAG, 2001). Além disso, o padrão da comunidade, sua composição e distribuição espacial resultam do histórico de processos que ocorreram no local (PARKER, 1997). Estas premissas são importantes para o entendimento das variações que ocorrem nas áreas estudadas.

A diversidade e homogeneidade (densidade relativa das espécies) foram significativamente diferentes, aumentando à medida que se aproximava do ambiente que menos sofreu interferência antrópica no passado. O sítio controle apresentou maior diversidade (3,7), comparados ao sítio moderadamente perturbado (3,6) e perturbado (3,2), mesmo assim, todos os valores equivalem a ecossistemas florestais em bom estado de conservação para a fitofisionomia estudada, e foram maiores do que aos encontrados em estudos de regeneração natural secundária na Floresta Atlântica (FRANCO, 2005; ALVES & METZGER, 2006; NARVAES *et al.*, 2008; GARCIA *et al.*, 2011)

Em relação aos estudos florísticos feitos anteriormente por Amorim (2012) e Mendonça Junior (2012), foram registradas 276 espécies, porém 39 espécies registradas no presente estudos não foram encontradas pelos autores. Destacam-se as espécies de *Conhocarpus* spp., *Coussarea* spp., *Faramea* spp. e *Piper* spp. que apresentaram maior riqueza em função do critério de inclusão do estudo (DAP < 5 cm; H > 30 cm), pois possibilitou que espécies de pequeno porte geralmente negligenciadas em outros estudos com critério de inclusão maior (DAP > 5cm) pudessem ser registradas Estes gêneros são característicos de Florestas Ombrófila Densa (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; IBGE, 2012) reforçando a importância do remanescente para a manutenção da biodiversidade, e como elemento essencial para o corredor ecológico Tinguá-Bocaina.

O predomínio de espécies tolerantes a sombra ocorreu em todos os sítios (> 50%) e evidencia o estado de conservação do ecossistema. Vale ressaltar que o mesmo ocorreu para a forma de dispersão biótica, encontradas na regeneração natural de todos os ambientes. Myrtaceae, Rubiaceae, Sapotaceae, Piperaceae, e Lauraceae são famílias compostas predominantemente por espécies tolerantes à sombra, no caso de Myrtaceae, Piperaceae e Rubiaceae na maioria por espécies de sub-bosque (REITZ, 1965) e apresentam alta relação com a fauna, principalmente pássaros e morcegos (GUEVARA *et al.*, 1986; MUSCARELLA & FLEMING, 2007).

A baixa similaridade entre os ambientes pode ser atribuída à sobrevivência de algumas árvores à perturbação (corte seletivo e aberturas de estradas), já que as variáveis ambientais e a distância entre os sítios amostrados foram similares. Diversos estudos demonstram que as espécies que compõem o dossel e sub-bosque interferem na disponibilidade e qualidade da luz que chega ao solo, favorecendo ou impedindo determinadas espécies de se estabelecerem e influenciando no rumo da sucessão natural (KABAKOFF & CHAZDON, 1996; GUARIGUATA *et al.*, 1997; GANDOLFI *et al.* 2007).

A composição florística e os grupos ecológicos sugerem a ocorrência de dispersão de espécies de maneira lenta e gradual do sítio controle ao perturbado. Nesta sequência, observa-se a diminuição das espécies de Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae na regeneração natural. *A. verticillatus*, *E. cuspidifolium*, *M. subsericea*, *Q. turbinata* e *S. verticillata*, todas classificadas como secundária tardia, apresentam-se em ordem decrescente de abundância conforme o aumento da perturbação que ocorreu no passado. Outro fato, é que o sítio moderadamente

perturbado apresenta 13 espécies em comum com o sítio controle ($S= 0,286$), enquanto o perturbado apresenta apenas seis ($S= 0,143$). É provável que com o passar do tempo a similaridade florística entre os sítios aumente, à medida que o ambiente favoreça o estabelecimento das espécies mais exigentes. Saldarriga *et al.* (1988), estudando um trecho da floresta Amazônica na Venezuela, observou que mesmo durante 100 anos de sucessão secundária, não houve similaridade florística entre a vegetação estudada com as florestas maduras, o que demonstra como este processo pode ser lento.

Neste sentido, a intensidade da perturbação tem forte influência sobre o padrão e velocidade da restauração espontânea do ecossistema (UHL *et al.*, 1988). Em ambientes onde a vegetação é retirada totalmente o restabelecimento de uma floresta secundária pode ser estimado em até 200 anos (SALDARRIAGA & UHL, 1991). A permanência de parte da vegetação no local do estudo pode ter favorecido o rápido avanço da regeneração natural, principalmente por interferirem na produção de sementes, recrutamento das plântulas sobreviventes, incremento do estoque do banco de sementes (HARPER 1977, UHL *et al.*, 1981, YOUNG *et al.* 1987), aumento da disponibilidade dos nutrientes através da ciclagem (VITOUSEK, 1984; MORELLATO, 1992), abrigo e fonte de alimentos para a fauna (GUEVARA *et al.*, 1986, TOH *et al.*, 1999; CARRIERE *et al.*, 2002a ; CARRIERE *et al.*, 2002b, MUSCARELLA & FLEMING, 2007). A sustentabilidade da comunidade pode ocorrer devido à permanência de fontes de propágulos inseridas na própria mancha florestal, que serão responsáveis pela manutenção da biodiversidade e restauração espontânea do ecossistema após o término da perturbação.

O grau elevado de conservação em que as áreas se encontram pode ser observado também através da falta de estabilização das curvas de incremento de espécies por unidades amostrais e o número de espécies estimadas (84, 103 e 103 do sítio perturbado ao controle), que foi muito superior ao de espécies encontradas, mesmo utilizando metodologia comumente empregada para estudos de regeneração natural em florestas secundárias (ALVES & METZGER, 2006). Outro parâmetro que corrobora para inferência do estado de conservação das áreas estudadas foi a presença de espécies regenerantes não compartilhadas com o estrato superior, conforme estudos feitos por Amorim (2012) e Mendonça Junior (2012), demonstrando o potencial de substituição das espécies ao longo da sucessão natural.

Ao contrário dos parâmetros citados anteriormente, a recuperação da estrutura da floresta ocorreu em maior velocidade, já que ao longo do gradiente de perturbação não houve diferença para a riqueza média ($p>0,05$), densidade média ($p>0,05$), e altura dos indivíduos regenerantes ($p>0,05$), indicando que a estrutura do ambiente perturbado pode ser similar ao sítio controle. Este comportamento é comumente observado em florestas tropicais e por isso a estrutura pode ser mais facilmente prevista (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001).

O rápido estabelecimento da estrutura florestal exerce papel fundamental para os serviços ecológicos ofertados pelo ecossistema. Mesmo que a composição não seja a original, espécies diferentes que resguardam características ecológicas similares podem desempenhar o mesmo papel para o funcionamento do ecossistema (CHAPIN, 1997). Sendo assim, serão importantes para o próprio ecossistema, garantindo a manutenção da biodiversidade, e para a sociedade, contribuindo para regularização dos recursos hídricos, controle dos processos erosivos e outros serviços ambientais (LIMA & ZAKIA, 2000; FEARNSSIDE, 2006).

Estas informações contribuem para entender a capacidade de resiliência do ecossistema e como seu desenvolvimento ocorre em escala temporal, principalmente para áreas em que os processos de uso e ocupação do solo foram similares, como no caso das florestas de encostas no bioma da Mata Atlântica, que se encontram conservadas principalmente nas cotas mais elevadas do relevo (COELHO *et al.*, 2000). Porém é necessário

o monitoramento da vegetação para o entendimento dos processos e mecanismos ecológicos envolvidos na restauração espontânea destes ecossistemas. Diante disto, é importante que sejam feitos estudos fitossociológicos precedentes à exploração dos recursos florestais, a fim de serem escolhidas áreas prioritárias para conservação e que serão responsáveis pela perpetuação da floresta, seja de maneira natural ou através do manejo, por meio de resgate de germoplasma.

6. CONCLUSÃO

Com a diminuição da intensidade de perturbação houve aumento na representatividade das famílias Myrtaceae e Rubiaceae, demonstrando a importância desses grupos para a restauração espontânea de ecossistemas florestais e sinalizando que as mesmas podem ser priorizadas em atividades de enriquecimento de fragmentos florestais.

A intensidade de perturbação influencia principalmente a composição florística (importância relativa das espécies) e a diversidade do ecossistema, contribuindo para a formação de um mosaico de espécies dentro da floresta.

A área de estudo apresenta alta resiliência, visto que em cerca de 60 anos os parâmetros estruturais da vegetação como, densidade média, riqueza média e altura relativa não diferiram significativamente do ambiente controle.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. L. **Map locator of Rio de Janeiro's Paracambi city**. 2006. Disponível em: <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:RiodeJaneiro_Municip_Paracambi.svg>. Acesso em: 18 mai. 2012.
- ALVES, L.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.
- AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 69-85, 2000.
- AMORIM T. A. **Árvores e lianas em um fragmento florestal Sul-Fluminense: Relação entre variáveis ambientais e estrutura dos dois componentes lenhosos**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 84 p.
- APG III. An Update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the Orders and Families of Flowering Plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121, 2009.
- BARBIÈRE, E. B.; KRONEMBERGER, D. M. P. Climatologia do litoral Sul-Sudeste do Estado do Rio de Janeiro (um subsídio à análise ambiental). **Cadernos de Geociência**, Rio de Janeiro, n. 12, p. 57-73, 1994.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 740 p.
- BOHRER, N. A. **A caminho de Paracambi**. Paracambi: Prefeitura Municipal de Paracambi; Superintendência de Turismo, 2004. CD-ROM.
- BRASIL, Projeto RADAMBRASIL. **Rio de Janeiro/Vitória: levantamento de recursos naturais**. Folhas SF.23/24, v. 32. Rio de Janeiro: MME, 1983. 780 p.
- CALEGÁRIO, N. Estudo da regeneração natural visando à recuperação de áreas degradadas e o manejo florestal. In: SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. p. 301-303.
- CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, V. P. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, p. 27-45, 2005.
- CARRIERE, S. M. *et al.* Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern. **Cameroon Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 353–374, 2002a.
- CARRIERE, S. M.; LETOURMY, P.; MCKEY, D. B. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern. **Cameroon Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 375–396, 2002b.

CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará.** 1982. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 128 p.

CASTELLANI, T. T. **Sucessão secundária inicial em Mata Tropical Semidecídua após perturbação por fogo.** 1986. Dissertação (mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 180 p.

CHAPIN, III, F. S. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. **Science**, v. 277, p. 500-504, 1997.

CHAZDON, R. L. *et al.* Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.; COMISKEY, J.A. (Ed.). **Forest biodiversity research, monitoring and modelling.** Paris: MAB – Man and Biosphere Series, UNESCO, 1998. p. 285-309.

COELHO, G. *et al.* Variação da Cobertura Original de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS, 2000, Porto Seguro - BA. **Anais...** Porto Seguro: BIOSFERA, 2000. p. 208-209.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philos. T. Roy. Soc.**, v. 345, p. 101-118, 1994.

DANTAS, M. E. **Estudo geoambiental do Estado do Rio de Janeiro.** Brasília: CPRM, 2001b. 63 p. CD-ROM.

DANTAS, M. E. **Mapa geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro.** Brasília: CPRM, 2001a. 63 p. CD-ROM.

DURIGAN, G. Estrutura e Diversidade de Comunidades Florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil.** Viçosa: UFV, 2009. p. 185-215.

EISENLOHR, P. V. *et al.* Floresta Ombrófila Densa Atlântica: bases conceituais e estudo de caso no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, Brasil. In: FELFILI, J. M. *et al.* (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos.** Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 372-387.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica; tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, p. 1-26, 2003.

FEARNSIDE, F. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta amazônica**, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal.** Brasília: UnB, 2005. 55 p.

FELFILI, J. M.; REZENDE R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia.** Brasília: UnB, 2003. 68 p.

FINOL, U. H. Nuevos parametros e considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **Ver. For. Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

FRANCO, B. K. S. **Análise do banco de semente e da regeneração natural em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.** 2005. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 80 p.

GALVÃO, F. **Métodos de levantamento fitossociológico.** Apostila da disciplina de Fitossociologia Florestal, Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, UFPR. 2005. 18 p.

GAMA, J. R. V. *et al.* Tamanho de parcelas e suficiência amostral para estudo da regeneração natural em floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, v. 7, n. 2, p. 1-11, 2001.

GAMA, J. R. V. *et al.* Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no Município de Afuá, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 2, p. 71-82, 2003.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 3-9, 2007.

GARCIA, C. C. *et al.* Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.

GOTELLI, N.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forestry Ecology Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

GUARIGUATA, M. R. *et al.* Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plants Ecology**, v. 132, p. 107-120, 1997.

GUEVARA, S.; PURATA, S. E.; MAAREL E. V. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, p. 77-84, 1986.

HARPER, J. L. **Population biology of plants.** London: Academic Press, 1977.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal Theory Biology**, v. 29, p. 151-154, 1970.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, Departamento de recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p.

INOUE, M. T. **Regeneração Natural: Seus problemas e perspectivas para as Florestas Brasileiras**. Curitiba: FUPEF, 1979. 22 p. (Série Técnica, 1).

KABAKOFF, R. P.; CHAZDON, R. L. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.

KELLER, P. F. **Fábrica e Vila Operária: A vida cotidiana dos operários têxteis em Paracambi, RJ**. Engenheiro Paulo de Frontin: Solon Ribeiro, 1997. 120 p.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 32, p. 165-389, 1980.

LEE, S. M.; CHAO, A. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, v. 50, p. 88-97, 1994.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 33-44.

MAGURRAN, A. E. 1995. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: Dana Moiana Vianna. Curitiba: Ed. da UFPR, 2011. 261 p.

MARTIN, P. H.; SHERMAN, R. E.; FAHEY, T. J. Forty Years of Tropical Forest Recovery from Agriculture: Structure and Floristics of Secondary and Old-growth Riparian Forests in the Dominican Republic. **Biotropica**, v. 36, n. 3, p. 297-317, 2004.

MARTINS, S. V. *et al.* Regeneração pós-fogo em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.

MENDONÇA JUNIOR, J. O. **Composição florística e análise estrutural do componente arbóreo do Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi, RJ**. 2012. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 42 p.

MESQUITA, R. C. G. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 130, p. 131-140, 2000.

MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south-east brazilian forests I- Litterfall and litter standing crop. **Journal Tropical Ecology**, v. 8, p. 205-205, 1992.

MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The Role of Frugivorous Bats in Tropical Forest Succession. **Biological Reviews**, v. 82, p. 573-590, 2007.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

NARVAES, I. S.; LONGHI, S.; BRENA, D. Florística e classificação da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 2, p. 233-245, 2008.

NATAL, C. R. N.; NATAL, G. **História de Paracambi: 1800 a 1987**. Rio de Janeiro: Guavira, 1987. 127 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

PARKER, T. V. The scale of successional model and restoration objectives. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 301-306, 1997.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.) **A new century for natural resources management**. Washington: Islands Press, 1995. p. 261-278.

PICKETT, S. T. A. Sucession: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**, v. 110, p. 107-119, 1976.

PILLAR, V. D. 1996. **Descrição de comunidades vegetais**. UFRGS, Departamento de Botânica. Disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>

PINTO-COELHO, R. M. Comunidades e ecossistemas. In: PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2000, p. 57-70.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: Editora UNESP, 2008. 496 p.

REITZ, R. **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1965.

REZENDE, V. R. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: Embrapa - CPAC, 1998. p. 3-16.

RIBEIRO, G. H. P. M.; FELFILI, J. M. Regeneração natural em diferentes ambientes da mata de galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa - DF. **Cerne**, v. 15, n. 1, p. 1-9, 2009.

ROCHA, J. C. **Subsídios para estabelecimento de um programa de educação ambiental, envolvendo os ecossistemas ciliares do Rio dos Macacos, em Paracambi, RJ**. 2002. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 39 p.

RODRIGUES, R. R. **Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo. Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais**. 1999. Tese (Livre Docência), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento In: DIAS, L. E.;

MELLO, W. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Universidade Federal de Viçosa, 1998. p. 203-216.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

ROLLET, B. **Arquitetura e crescimento das florestas tropicais**. Belém: SUDAN, 1978. 22 p.

ROPPA, C. **Avaliação da dinâmica de restauração de ecossistemas perturbados da Mata Atlântica em uma região de exíguos atributos ambientais, Nova Iguaçu – RJ**. 2009. Dissertação (mestrado), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 114 p.

ROSA, S. F.; LONGHI, S. J.; LUDWIG, M. P. Aspectos florísticos e fitossociológicos da Reserva Capão de Tupanciretã, Tupanciretã, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 1, p. 15-25, 2008.

SALDARRIAGA, G. J. *et al.* Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 938-958, 1988.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Eds.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SARTORI, M. S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. Dissertação (mestrado). Escola superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 84 p.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 59-74, 2006.

SEMADES, Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Paracambi; ITPA, Instituto Terra de Preservação Ambiental. **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Curió de Paracambi**. Paracambi: SEMADES; ITPA, 2010. 640 p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 2ed. São Francisco: W. H. Freeman and Co, 1981. 859 p.

SOS Mata Atlântica & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008 a 2010**. São Paulo, 2011. 122 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

- TCR-RJ, Tribunal de Contas Regional do Estado do Rio de Janeiro. **Estudos socioeconômicos dos municípios do Estado do Rio de Janeiro: Paracambi**. Rio de Janeiro: Secretaria Geral de Planejamento, 2008. 75 p.
- TCR-RJ, Tribunal de Contas Regional do Estado do Rio de Janeiro. **Estudos socioeconômicos dos municípios do Estado do Rio de Janeiro: Paracambi**. Rio de Janeiro: Secretaria Geral de Planejamento, 2009. 157 p.
- 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, p. 288-297, 1999.
- UHL, C. *et al.* Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.
- UHL, C.; R. BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.
- VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. Eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradada: proposta metodológica. **Floresta**, v. 27, n. 1/2, p. 68-80, 1997.
- VEBLEN, T. T. Regeneration dynamics. In: **Plant Succession. Theory and prediction**. London: Chapman and Hall, 1992. p. 153-187.
- VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling and nutrients in tropical forests. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.
- VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de mata atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 123 p.
- WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. London: Blackwell, 1990.
- YOUNG, K. R., EWEL, J. J. & BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, p. 157-163, 1987.