

Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração

Regeneration in the atlantic forest under different levels of anthropic disturbance: implications for restoration

Gabriela Miranda Teixeira¹, Pablo Hugo Alves Figueiredo²,
Ricardo Valcarcel³ e Thiago de Azevedo Amorim⁴

Resumo

Estudos realizados em áreas com históricos de perturbação similares, porém com intensidades distintas, permitem fazer inferências sobre a dinâmica da regeneração natural. O presente trabalho objetivou identificar quais valores descritivos foram recuperados no decorrer da sucessão natural ao longo de um gradiente de perturbação antrópica em um remanescente de Floresta Ombrófila Densa. Foram estabelecidos três sítios amostrais: controle, moderadamente perturbado e perturbado. Em cada um deles foram instaladas 40 parcelas de 1 m² para determinação da composição florística, estrutura e diversidade no estrato regenerante. Registrou-se 102 espécies arbóreas e arbustivas, distribuídas em 31 famílias e 66 gêneros. O número de famílias, a riqueza e a diversidade (H') foram decrescentes conforme o 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 apresentou evidente variação entre os ambientes. A perturbação influencia principalmente a florística e a diversidade das florestas enquanto a estrutura é recuperada mais rapidamente. Portanto, as ações de restauração florestal podem ser focadas no restabelecimento da riqueza, função e estrutura da floresta, já que o retorno da florística original pode não ocorrer.

Palavras-chave: Sucessão natural; Estrutura florestal; Dinâmica florestal.

Abstract

Research on areas with similar disturbance histories but different intensities allow inferences about the dynamics of natural regeneration. This research aimed to identify which descriptive values have been recovered in the course of natural succession along a disturbance gradient on rain forest stretches. Three sampling sites were established: control, moderately disturbed, and disturbed. In each one were installed 40 plots of 1m² aiming to determine the floristic composition, structure and diversity. There were found 102 tree and shrub species, distributed in 31 families and 66 genera in the regenerating stratum. The number of families, the richness and diversity (H') were reducing according to the increasing of disturbance intensity. There was higher floristic similarity among the moderately disturbed site and disturbed site. The lowest similarity was found between the control and disturbed sites. The species composition showed clear variation among environments. The disturbance mainly influences the floristic composition and diversity of forests while the structure is recovered more quickly. Therefore the actions applied in order to obtain the forest restoration may be focused on reestablishing species richness, function and structure of the forest instead of your original floristic composition, because naturally it may not occur.

Keywords: Natural succession; Forest structure; Forest dynamic.

¹Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. UFRRJ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - BR 465 Km 07 CEP: 23.890-000 Seropédica - RJ. E-mail: gabrielateixeirabio@gmail.com.

²Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais. USP - Universidade de São Paulo / ESALQ - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - 13418-900, Piracicaba, SP - Brasil. E-mail: pablo_figueiredo@yahoo.com.br

³Professor Doutor. UFRRJ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. BR 465 Km 07 CEP: 23.890-000 Seropédica - RJ. E-mail: ricval@ufrj.br

⁴Mestre em Ciências Ambientais e Florestais. UFRRJ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. BR 465 Km 07 CEP: 23.890-000 Seropédica - RJ. E-mail: thiagoddb@ufrj.br

INTRODUÇÃO

A regeneração natural 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 (PICKETT, 1976). Portanto, existe alteração da florística e estrutura da comunidade conforme o desenvolvimento da sucessão (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Estudos realizados em áreas com histórico de uso similares, porém com intensidades distintas de perturbação, possibilitam inferir sobre a dinâmica da regeneração natural, assim como entender o funcionamento da comunidade (SCHORN; GALVÃO, 2006; TABARELLI; MANTOVANI, 1999) e conhecer a capacidade de resiliência das florestas (CALEGÁRIO, 1998; NARVAES et al., 2008; REZENDE, 1998). Já foi demonstrado que após o término das perturbações e com isolamento da área, a estrutura da vegetação apresenta maior velocidade de recuperação quando comparada a outros valores descritivos usados para avaliar a sucessão natural (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; MARTIN et al., 2004; SALDARRIAGA; UHL, 1991; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Porém, a velocidade de recuperação pode ser influenciada por fatores climáticos, fisiográficos, bióticos, edáficos e, até mesmo, antrópicos (EWEL, 1980; RIBEIRO; FELFILI, 2009). Portanto, entender como a regeneração natural das florestas se desenvolve pode servir de subsídio para ações locais de manejo, restauração e conservação destes remanescentes (NARVAES et al., 2008).

Neste sentido, estudou-se a regeneração natural ao longo de um gradiente de perturbação antrópica em um remanescente de Floresta Ombrófila Densa Submontana, com objetivo de avaliar e identificar quais valores estruturais foram recuperados no decorrer de 60 anos de sucessão natural. Com base nos resultados foram discutidas as implicações para a restauração florestal.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi (PNMCP)

(22°36'39"S e 43°42'33"O), localizado no município de Paracambi, Rio de Janeiro. Este parque está inserido no corredor ecológico Tinguá-Bocaina e possui 914 hectares de áreas montanhosas, alternando encostas com diferentes exposições e curvaturas, com altitude variando de 53 a 672 m (SEMADES; ITPA, 2010).

O clima predominante da região 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 (BARBIÉRE; KRONEMBERGER, 1994). A precipitação média anual oscila entorno de 1.400 mm, sendo os meses de junho, julho e agosto os mais secos (BARBIÉRE; KRONEMBERGER, 1994). Os solos pouco espessos (Cambissolos) alternam com mais espessos (Latosolos e Argissolos) (BRASIL, 1983; DANTAS, 2001). A cobertura vegetal é representada por Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012) e apresenta diferentes estágios de regeneração, cobrindo cerca de 70% da área do PNMCP.

A área que atualmente compreende o PNMCP pertenceu a uma extinta indústria têxtil, fundada em 1871 (NATAL; NATAL, 1987) e desativada em 1996. A implantação dessa indústria foi ao mesmo tempo responsável pela conservação do remanescente florestal e o último principal agente de perturbação da área, devido a construções de acessos, obras hidráulicas e consumo de biomassa vegetal (mata nativa e reflorestamentos) para produção de energia. As alterações proporcionadas por esta indústria foram menos intensas conforme distanciamento da borda do parque, devido à dificuldade de acesso à floresta. Em 1952, com a oferta de energia hidroelétrica, a pressão por outras fontes de energia diminuiram, acarretando em menor pressão antrópica sobre as florestas remanescentes. Dessa forma, grande parte da floresta que foi impactada permaneceu sem intervenções por aproximadamente 60 anos e por resguardar parte do seu potencial biótico iniciou o processo de restauração passiva. Com a criação do PNMCP, em 2002, a área passou a ter diploma legal de proteção.

Delimitação dos sítios amostrais

Através do levantamento do histórico de uso do PNMCP, análise em campo dos indícios de atividade antrópica e caracterizações dos ambientes, foi possível identificar a existência de um gradiente de perturbação conforme o distanciamento da borda do parque, seguindo paralelo à calha principal da microbacia localizada em sua região central. Dessa forma, foram estabelecidos

três sítios com diferentes níveis de interferência antrópica: sítio perturbado, sítio moderadamente perturbado e sítio controle. Os mesmos apresentam distância mínima de 250 m entre si: O estabelecimento das parcelas foi condicionado à padronização de fatores físicos, como pedoforma (convexa), declividade (25° a 35°), exposição (sudeste), tipo de solo (Argissolo vermelho-amarelo) (DANTAS, 2001; ROPPA, 2014) e distância mínima da calha principal (30 m).

O sítio perturbado está localizado próximo à antiga indústria têxtil e à borda do PNMCP, o que lhe confere maior facilidade de acesso. Nesta área houve construção de estradas para passagem das tubulações de captação de água por volta de 1870 (BOHRER, 2004). Posteriormente ocorreram dois eventos de corte da vegetação nativa, sendo o primeiro entre os anos de 1928 e 1940 e o segundo entre 1940 e 1950 (ROPPA, 2014). Em 1930 a área foi reflorestada com eucalipto para atendimento da demanda por madeira e biomassa. O reflorestamento ocorreu concomitantemente à retirada parcial da vegetação nativa (NATAL; NATAL, 1987). Atualmente são encontradas espécies exóticas na área, como a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) e o eucalipto (*Eucalyptus* spp.).

O sítio moderadamente perturbado localiza-se em uma região interna do Parque, porém também apresenta facilidade de acesso e alguns indícios de perturbação passada. As principais intervenções na área foram a construção da captação de água para a fábrica por volta de 1870 e o ciclo de corte da vegetação nativa que ocorreu de 1940 a 1950 (ROPPA, 2014). Não foram encontradas espécies exóticas e as áreas abertas para a antiga tubulação são restritas as trilhas ainda ativas.

O sítio controle localiza-se em uma região onde não existem registros de intervenção por parte da indústria têxtil. 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. 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.

Amostragem

Em cada sítio amostral foram delimitadas sistematicamente 40 parcelas de 1 m² para mensuração da regeneração natural, conforme Figura 1.

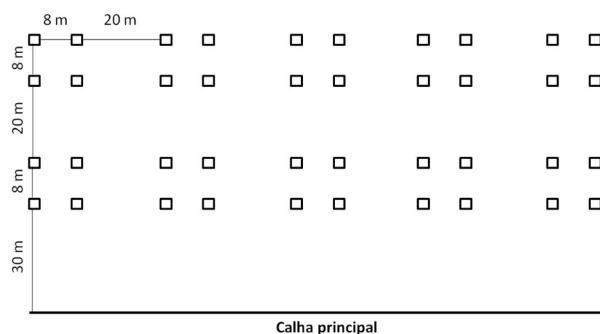


Figura 1. Croqui de instalação das parcelas para mensuração da regeneração natural em cada sítio amostral no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, RJ.

Figure 1. Sketch installation of plots for natural regeneration measurement in each sampling site in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ.

Como critério de inclusão, foram considerados os indivíduos de hábito arbóreo e arbustivo com altura superior a 30 cm e diâmetro inferior a 5 cm a 1,30 m do solo (VASCONCELOS et al., 2001). Destes, registrou-se a espécie e a altura, medida com vara graduada em centímetros.

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 foram classificadas de acordo com seu grupo ecológico, em pioneiras (PI), secundárias iniciais (SI), secundárias tardias (ST), climácicas e não classificadas (NC) (BUDOWSKI, 1965). A classificação foi feita através de consultas à literatura. Quanto à síndrome de dispersão, as espécies foram classificadas em anemocóricas, zoocóricas, autocóricas e não classificadas (VAN DER PIJL, 1982), de acordo com as informações disponíveis na literatura e pelas características morfológicas dos frutos. A análise da diferença entre os sítios amostrados para a proporção de espécies distribuídas em categorias de modo de

dispersão foi realizada através do teste G de homogeneidade (ZAR, 1999).

A diversidade de espécies (H') foi estimada através do índice de Shannon. Como os valores de diversidade apresentaram pouca discrepância, aplicou-se o teste estatístico paramétrico (teste "t") proposto por Hutcheson (1970), para comparar a diversidade entre os sítios. Para análise da similaridade existente entre os sítios, foi determinado o Índice de Sørensen (S). 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 a 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). Todos os testes supracitados foram conduzidos ao nível de 5% de significância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os 233 indivíduos registrados, foram encontradas 102 espécies 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).

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; Ane: anemocórica; Zoo: zocórica; Aut: autocórica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio moderadamente perturbado; C: sítio controle.

Table 1. Floristic composition, ecological group (EG) and dispersion syndrome (DS) of natural regeneration in watershed with different levels of disturbance located in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. Where: C: climax, SI: early secondary, ST: late secondary; Ane: anemochoric; Zoo: zoochoric, Aut: autochoric; NC: not classified; NI: number of individuals; P: disturbed site; MP: moderately disturbed site; C: control site.

Família/ Espécies	GE	SD	NI			Total
			P	MP	C	
Anacardiaceae						
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	SI	Ane		1		1
Annonaceae						
<i>Guatteria aff. australis</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	2			2
<i>Oxandra martiana</i> (Schltdl.) R.E.Fr.	NC	Zoo		2		2
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	SI	Zoo			2	2
Arecaceae						
<i>Bactris caryotifolia</i> Mart.	ST	Zoo		4		4
Asteraceae						
<i>Stiffia chrysantha</i> J.C.Mikan	NC	Ane			1	1
Bursaceae						
<i>Protium cf. glaziovii</i> Swart	NC	Zoo		1		1
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	SI	Zoo			1	1
Celastraceae						
<i>Tontelea fluminensis</i> (Peyr.) A.C.Sm.	NC	Zoo	1			1
Chrysobalanaceae						
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	C	Zoo			2	2
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	ST	Zoo		2	5	7
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	ST	Zoo		2	5	7
<i>Tovomita leucantha</i> (Spreng.) Planch. & Triana	ST	Zoo	3			3
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	NC	Zoo			1	1
Connaraceae						
<i>Connarus detersus</i> Planch.	C	Zoo			1	1
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	ST	Zoo	1	1	2	4

Tabela 1 - Continuação. 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; Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Aut: autocórica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio moderadamente perturbado; C: sítio controle.

Table 1 - Continuation. Floristic composition, ecological group (EG) and dispersion syndrome (DS) of natural regeneration in watershed with different levels of disturbance located in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. Where: C: climax, SI: early secondary, ST: late secondary; Ane: anemochoric; Zoo: zoochoric, Aut: autochoric; NC: not classified; NI: number of individuals; P: disturbed site; MP: moderately disturbed site; C: control site.

Família/ Espécies	GE	SD	NI			Total
			P	MP	C	
Euphorbiaceae						
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	ST	Zoo	2	7	1	10
<i>Gymnanthes multiramea</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	NC	Aut			2	2
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	ST	Zoo	1			1
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	ST	Aut	3	4	5	12
Fabaceae						
<i>Chamaecrista aspleniifolia</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	ST	Aut			1	1
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	NC	Aut		1		1
<i>Inga</i> sp.1	NC	Zoo			3	3
<i>Moldenhawera floribunda</i> Schrad.	NC	Aut	1	1		2
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	SI	Aut		1		1
<i>Pterocarpus rorhii</i> Vahl	SI	Ane	4	1		4
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	ST	Zoo		1		1
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	ST	Zoo			5	5
Lacistemaceae						
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	Zoo			1	1
Lauraceae						
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	ST	Zoo		1		1
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	ST	Zoo			1	1
<i>Ocotea aniboides</i> (Meisn.) Mez	ST	Zoo	1	2		3
<i>Lauraceae</i> sp.4	NC	Zoo		2		2
<i>Lauraceae</i> sp.5	NC	Zoo			1	1
Malvaceae						
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	ST	Aut	3	4	1	8
Melastomataceae						
<i>Miconia</i> sp.1.	NC	Zoo			1	1
Meliaceae						
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	ST	Zoo		1	4	5
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	SI	Zoo	1			1
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	ST	Zoo	2			2
Moraceae						
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	ST	Zoo			1	1
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	ST	Zoo		1		1
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhl.) Carauta	SI	Zoo	1	3		4
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	SI	Zoo	1	1		2
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	ST	Zoo	1	2		3
Myristicaceae						
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	ST	Zoo	2		1	3
Myrtaceae						
<i>Calyptanthes cf. lucida</i> Mart. ex DC.	ST	Zoo	1			1
<i>Calyptanthes</i> sp.2	NC	Zoo		2		2
<i>Campomanesia cf. laurifolia</i> Gardner	SI	Zoo	1			1
<i>Eugenia batingabranca</i> Sobral	NC	Zoo		1		1
<i>Eugenia cf. rostrata</i> O. Berg	NC	Zoo			2	2
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	ST	Zoo		3	4	7
<i>Eugenia</i> sp.6	NC	Zoo			1	1
<i>Eugenia</i> sp.7	NC	Zoo	1			1
<i>Eugenia xanthoxyloides</i> Cambess.	NC	Zoo			1	1
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	ST	Zoo	1	1		2

Tabela 1 - Continuação. 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; Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Aut: autocórica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio moderadamente perturbado; C: sítio controle.

Table 1 - Continuation. Floristic composition, ecological group (EG) and dispersion syndrome (DS) of natural regeneration in watershed with different levels of disturbance located in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. Where: C: climax, SI: early secondary, ST: late secondary; Ane: anemochoric; Zoo: zoochoric, Aut: autochoric; NC: not classified; NI: number of individuals; P: disturbed site; MP: moderately disturbed site; C: control site.

Família/ Espécies	GE	SD	NI			Total
			P	MP	C	
<i>Marlierea cf. suaveolens</i> Cambess.	ST	Zoo	1			1
<i>Myrcia cf. laxiflora</i> Cambess.	ST	Zoo			1	1
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC	NC	Zoo			3	3
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	ST	Zoo			3	3
<i>Myrcia subsericea</i> A.Gray	ST	Zoo	1	2	2	5
<i>Myrcia</i> sp.5	NC	Zoo			1	1
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	ST	Zoo		1	2	3
<i>Myrciaria</i> sp.2	NC	Zoo	1			1
<i>Myrtaceae</i> sp.19	NC	Zoo			3	3
Nyctaginaceae						
<i>Andradea floribunda</i> Allemão	ST	Ane			1	1
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	ST	Zoo	1			1
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	NC	Zoo			1	1
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	Zoo		1	1	2
Peraceae						
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	SI	Aut		1		1
Piperaceae						
<i>Piper anisum</i> (Spreng.) Angely	NC	Zoo		1		1
<i>Piper ovatum</i> Vahl	NC	Zoo		1		1
<i>Piper</i> sp.3	NC	Zoo		1		1
Primulaceae						
<i>Clavija spinosa</i> (Vell.) Mez	NC	Zoo	1			1
Rubiaceae						
<i>Coussarea bocainae</i> M.Gomes	ST	Zoo		1		1
<i>Coussarea cf. contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	ST	Zoo	1			1
<i>Coussarea meridionalis</i> (Vell.) Müll.Arg.	ST	Zoo		1		1
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.	NC	Zoo			2	2
<i>Coussarea verticillata</i> Müll.Arg.	ST	Zoo			1	1
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich.	SI	Zoo			1	1
<i>Faranea cf. porophylla</i> (Vell.) Müll.Arg.	NC	Zoo			1	1
<i>Faramea truncata</i> (Vell.) Müll.Arg.	NC	Zoo		1		1
<i>Faramea</i> sp.4	NC	Zoo			1	1
<i>Psychotria densicostata</i> Müll.Arg.	NC	Zoo	6			6
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	SI	Zoo		1		1
<i>Psychotria</i> sp.3	NC	Zoo			2	2
<i>Rubiaceae</i> sp.13	NC	NC			1	1
<i>Rubiaceae</i> sp.14	NC	NC		1		1
Rutaceae						
<i>Conchocarpus grandiflorus</i> (Engl.) Kallunki & Pirani	NC	Aut	12			12
<i>Conchocarpus macrophyllus</i> J.C.Mikan	ST	Aut	2			2
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	ST	Aut	2			2
Salicaceae						
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	ST	Zoo			1	1
Sapindaceae						
<i>Allophylus leucoclados</i> Radlk.	SI	Zoo	1	1		2
<i>Cupania concolor</i> Radlk.	NC	Zoo			3	3
<i>Matayba</i> sp.1	NC	Zoo			1	1
<i>Sapindaceae</i> sp.4	NC	NC			1	1

Tabela 1 - Continuação. 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; Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Aut: autocórica; NC: não classificada; NI: número de indivíduos; P: sítio perturbado; MP: sítio moderadamente perturbado; C: sítio controle.

Table 1 - Continuation. Floristic composition, ecological group (EG) and dispersion syndrome (DS) of natural regeneration in watershed with different levels of disturbance located in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. Where: C: climax, SI: early secondary, ST: late secondary; Ane: anemochoric; Zoo: zoochoric, Aut: autochoric; NC: not classified; NI: number of individuals; P: disturbed site; MP: moderately disturbed site; C: control site.

Família/ Espécies	GE	SD	NI			Total
			P	MP	C	
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	ST	Zoo	2	1		3
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	ST	Zoo		1		1
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	ST	Zoo		1	2	3
<i>Pouteria filipes</i> Eyma	ST	Zoo		3		3
Violaceae						
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	ST	Aut		1	1	2
Indeterminada						
Indeterminada 1	NC	NC	1			1
Indeterminada 2	NC	NC		1		1
Total geral			66	75	92	233

Em relação ao grupo ecológico, 16 espécies foram classificadas como secundárias iniciais, 43 como secundárias tardias, 2 como climáticas e 41 não foram classificadas devido à ausência de informações. Não foram amostradas em nenhum dos ambientes espécies classificadas como pioneiras. Houve predomínio constante de espécies tardias no estrato regenerante, indicando que após o término das interferências antrópicas a sucessão natural continuou se desenvolvendo.

O grupo ecológico predominante foi das secundárias tardias, com 56%, 52% e 44%, enquanto as secundárias iniciais representaram apenas 21%, 20% e 10%, partindo do sítio perturbado até o sítio controle. Apenas no sítio controle foram encontradas espécies climáticas, sendo elas *Licania octandra* (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze (Chrysobalanaceae) e *Connarus detersus* Planch. (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 síndrome de dispersão predominante foi a zoocórica, observada em 79,4% das espécies amostradas. Espécies autocóricas e anemocóricas ocorreram em menor proporção (11,8% e 3,9% das espécies, respectivamente). Cinco espécies não foram classificadas quanto à dispersão, pois não possuíam componentes reprodutivos na época da amostragem e duas não foram identificadas nem mesmo em nível de família.

O mesmo padrão de síndrome de dispersão observado ocorreu para todos os ambientes analisados separadamente, onde em todos os casos pelo menos 76% das espécies são dispersas por agentes biológicos. A representatividade das espécies dispersas por fatores abióticos (dispersão autocórica e anemocórica) teve uma tendência positiva com o aumento da perturbação, variando de 14% (controle) a 20% (perturbado). Entretanto, a proporção de espécies nas diferentes categorias de modo de dispersão de sementes (zoocoria x dispersão abiótica) não diferiu significativamente entre os sítios (Teste G, $p > 0,05$).

O predomínio de espécies tolerantes à sombra e da forma de dispersão zoocórica observado em todos os sítios, funciona como indicativo do bom estado de conservação do ecossistema como um todo. Myrtaceae, Rubiaceae, Sapotaceae, Piperaceae, e Lauraceae são famílias compostas predominantemente por espécies tolerantes à sombra (REITZ, 1965) e apresentam alta relação com a fauna, principalmente pássaros e morcegos (MUSCARELLA; FLEMING, 2007). O elevado número de espécies zoocóricas pode garantir a manutenção do remanescente ao longo do tempo, devido ao favorecimento da regeneração natural (GUEVARA et al., 1986; MUSCARELLA; FLEMING, 2007).

Conforme o aumento da intensidade de perturbação ocorreu alteração na composição florística e diminuição gradativa da riqueza, diversidade e densidade média de indivíduos (Tabela 2). 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. *Licania kunthiana* Hook.f., *Garcinia gardneriana* (Planch. e Triana) Zappi, *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat e *Zollernia glabra* (Spreng.) Yakovlev 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 *Conchocarpus gran-*

diflorus (Engl.) Kallunki & Pirani (Rutaceae), e *Psychotria densicostata* Müll.Arg. (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, $p > 0,05$, Tabela 2).

Os valores de diversidade (H') aumentaram conforme a melhoria no estado de conservação dos sítios, havendo diferença significativa apenas para o sítio perturbado em relação aos demais (Teste "t" de Hutcheson, $p < 0,05$; Tabela 2). Apesar das diferenças encontradas, os valores de diversidade de todos os sítios equivaleram a ecossistemas florestais em bom estado de conservação, sendo maiores do que aos encontrados em outros estudos de regeneração natural secundária na Floresta Atlântica (FRANCO et al., 2014; ALVES; METZGER, 2006; NARVAES et al., 2008; GARCIA et al., 2011).

Tabela 2. Valores estruturais da comunidade de plântulas nos três sítios estudados no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, RJ. Em que: S_{obs} = riqueza observada; $S_{exclusiva}$ = riqueza exclusiva; H' = índice de diversidade de Shannon. Letras iguais indicam igualdade dos valores de acordo com o teste estatístico utilizado ($\alpha = 0,05\%$).

Table 2. Structure values from the seedling community in the three sites studied in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. Where: S_{obs} = observed richness; $S_{exclusiva}$ = exclusive richness; H' = Shannon diversity index. Same letters indicate equal values according to the statistical test ($\alpha = 0,05\%$).

	Sítios		
	Perturbado	Moderadamente Perturbado	Controle
Densidade (ind./m ²)	1,65 ^a	1,92 ^a	2,30 ^a
Famílias	18	21	24
S_{obs}	34	46	50
$S_{exclusivas}$	18	24	37
Riqueza média (S/m ²)	1,72 ^a	2,06 ^a	2,24 ^a
H'	3,19 ^a	3,63 ^b	3,72 ^b
Altura média (cm)	148,75 ^a	154,97 ^a	180,44 ^a

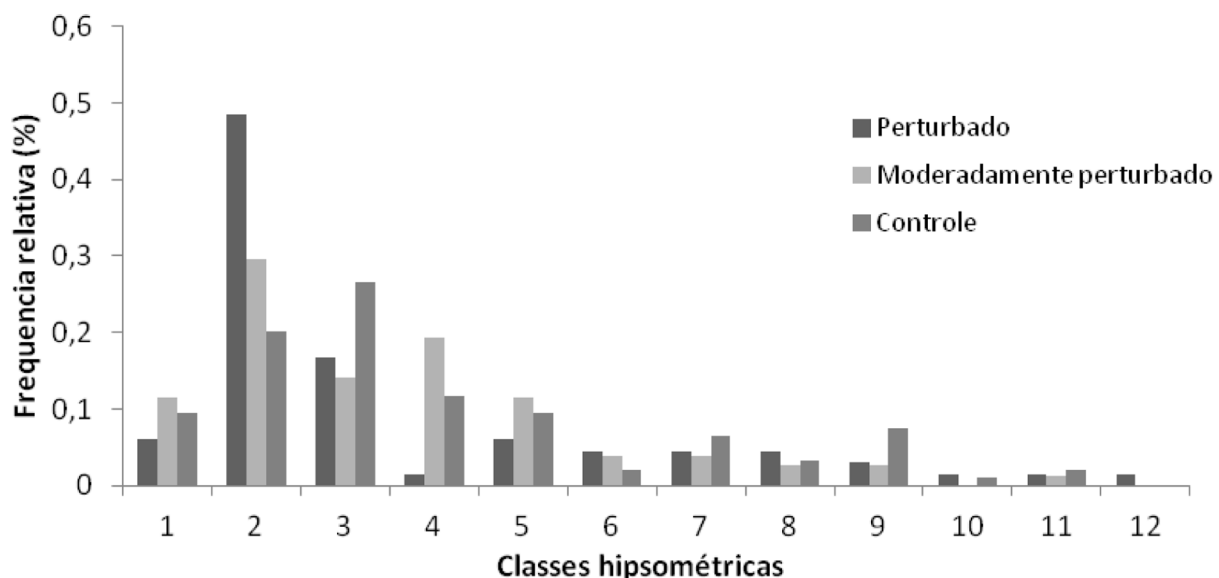


Figura 2. Distribuição hipsométrica relativa dos indivíduos que ocorrem na regeneração natural dos sítios perturbado, moderadamente perturbado e controle no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, RJ.

Figure 2. Relative hypsometric distribution of individuals occurring in the natural regeneration of the disturbed site, moderately disturbed site and the control site in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ.

A densidade média entre os sítios variou entre 1,6 a 2,3 indivíduos por m² e não diferiram significativamente (Teste Kruskal-Wallis, $p > 0,05$; Tabela 2). 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, $p > 0,05$; Tabela 2, Figura 2).

Os índices de similaridade (S) variaram de 0,125 a 0,259 (Tabela 3). De acordo com Kent e Coker (1992), valores maiores ou iguais a 0,5 indicam alta similaridade. Assim, segundo esse critério, a similaridade encontrada entre as áreas pode ser considerada baixa, indicando diferença na composição florística dos sítios estudados. O sítio moderadamente perturbado apresentou 14 espécies em comum com o sítio perturbado, entre elas *Naucleopsis oblongifolia* (Kuhl.) Carauta e *Pterocarpus rohrii* Vahl foram as mais abundantes e exclusivas desses dois locais. Já com o sítio controle foram 13 espécies em comum. Houve apenas seis espécies em comum entre o sítio controle e o perturbado, o que explica o menor valor de similaridade ocorrido. *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill., *Erythroxylum cuspidifolium* Mart., *Myrcia subsericea* A.Gray, *Quararibea turbinata* (Sw.) Poir. e *S. verticillata* foram as espécies que ocorreram em todos os sítios.

Tabela 3. Similaridade florística da regeneração natural entre os três sítios de estudo no Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi, RJ. O índice de similaridade (S) varia de 0 a 1, onde S = 1 representa similaridade máxima.

Table 3. Floristic similarity of the natural regeneration between the researched forest sites in the Curió Municipal Natural Park of the Paracambi, RJ. The level of similarity (S) ranges from 0 to 1, where S = 1 represents maximum similarity.

Sítios	Índice de similaridade (S)	
	Perturbado	Controle
Perturbado		0,125
Moderadamente perturbado	0,259	0,213

A regeneração nas áreas de floresta secundária do PNMCP apresentou grande heterogeneidade espacial na composição de espécies. 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 flo-

restas maduras, o que demonstra como este processo pode ser lento ou talvez nunca aconteça.

Atualmente é bem aceito que o processo de sucessão pode ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, em um equilíbrio dinâmico (PARKER, 1997; CHOI, 2004). Sendo assim, cada comunidade final possuiria particularidades florísticas que, por sua vez, são definidas pelo histórico pretérito e futuro de perturbações naturais e humanas (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Neste sentido, a intensidade da perturbação pode ter sido o fator determinante sobre a composição florística da comunidade (PARKER, 1997).

A permanência de árvores remanescentes no local do estudo pode ter favorecido o rápido avanço da restauração do ecossistema, além de ter influenciado o rumo da sucessão natural (GANDOLFI et al., 2007). Entre os mecanismos influentes podem ser citados: i) disponibilidade e qualidade da luz que chega ao solo, favorecendo ou impedindo determinadas espécies de se estabelecerem (GANDOLFI et al., 2007; GUARIGUATA et al., 1997; KABAKOFF; CHAZDON); ii) produção de sementes, incrementando o estoque do banco de sementes e o recrutamento das plântulas (HARPER, 1977; UHL et al., 1981; YOUNG et al., 1987); iii) aumento da disponibilidade dos nutrientes através da ciclagem (MORELLATO, 1992; VITOUSEK, 1984); e iv) abrigo e fonte de alimentos para a fauna dispersora (GUEVARA et al., 1986; TOH et al., 1999; CARRIERE et al., 2002a; CARRIERE et al., 2002b; MUSCARELLA; FLEMING, 2007). Os fatores citados anteriormente estão fortemente relacionados com o desenvolvimento da sucessão natural e podem explicar os resultados obtidos no presente trabalho.

A intensidade da perturbação também pode ter sido determinante para a velocidade da restauração da estrutura do ecossistema (UHL et al., 1988), visto que o sítio perturbado ainda apresenta diversidade diferente do sítio controle, o que não foi observado para o sítio moderadamente perturbado.

Em ambientes onde a vegetação é retirada totalmente o restabelecimento total de uma floresta secundária pode ser estimado em até 200 anos (SALDARRIAGA; UHL, 1991). Contudo, segundo Tabarelli e Mantovani (1999), independente do tipo de floresta, florestas secundárias com idades ao redor de 80 anos apresentam riquezas e diversidades de espécies similares às observadas nas florestas maduras. No presente estudo os valores de diversidade não foram similares

entre os ambientes com diferentes níveis de perturbação. Porém, é possível que completados 80 anos do processo de sucessão os ambientes não mais difiram nessa característica.

Após cerca de 60 anos do término das atividades antrópicas, a riqueza, densidade média e altura dos indivíduos regenerantes não apresentaram diferenças significativas ao longo do gradiente de perturbação, indicando maior velocidade de recuperação para esses descritores. Este comportamento é similar ao encontrado em estudos feitos em outras fisionomias de florestas tropicais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; MARTIN et al., 2004; SALDARRIAGA; UHL, 1991; TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Segundo Tabarelli e Mantovani (1999), a floresta Atlântica montana, após perturbação antrópica, restaura, em ordem decrescente de velocidade, a riqueza e a diversidade de espécies, a composição de guildas, a composição florística e, por último, os atributos da estrutura física. Contudo, os resultados do presente estudo indicam que a restauração da composição florística é mais lenta do que a restauração da riqueza e diversidade da comunidade.

A recuperação estrutural do ecossistema pode implicar no retorno dos serviços ambientais prestados pelo mesmo, como a regularização dos recursos hídricos e controle dos processos erosivos. Embora a composição florística não seja similar ao ambiente mais conservado (sítio controle), espécies presentes nos outros sítios podem desempenhar o mesmo papel para o funcionamento do ecossistema (CHAPIN III, 1997). Estas informações contribuem para entender a capacidade de resiliência do ecossistema e como seu desenvolvimento ocorre em escala temporal, subsidiando ações de manejo, principalmente para as florestas de encostas no bioma da Mata Atlântica.

CONCLUSÕES

A intensidade de perturbação influenciou a restauração passiva em 60 anos, principalmente quanto às particularidades florísticas e diversidade das comunidades florestais.

A área de estudo apresenta elevada resiliência, visto que em cerca de 60 anos os parâmetros estruturais da vegetação como densidade média, riqueza média e altura relativa são similares ao ambiente controle.

Com a diminuição da intensidade de perturbação houve aumento na representatividade das

famílias Myrtaceae e Rubiaceae, sinalizando que as mesmas podem constituir um indicador do estágio de regeneração desta floresta, podendo ser priorizadas em atividades de enriquecimento para aceleração do processo de restauração florestal.

Ações de restaurações e conservação dos ecossistemas florestais com objetivo de garantir seu funcionamento e manutenção dos serviços ecossistêmicos podem ser focadas no restabelecimento da riqueza, diversidade e estrutura física. Contudo, se o foco da restauração for a conservação da biodiversidade local a busca da composição florística original deve ser priorizada, visto que seu retorno é um processo lento e incerto.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa de iniciação científica aos dois primeiros autores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.

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*, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.

BARBIÉRE, 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.

BOHRER, N. A. *A caminho de Paracambi*. Paracambi: Prefeitura Municipal de Paracambi; Superintendência de Turismo, 2004.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Projeto RADAMBRASIL. Rio de Janeiro/Vitória: levantamento de recursos naturais. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 1983. v. 32. 780 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain Forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, San José, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

- 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.
- CARRIERE, S. M.; ANDRÉ, M.; LETOURMY, P.; OLIVIER, I.; MCKEY, D. B. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern. **Cameroon Journal of Tropical Ecology**, Los Angeles, 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**, Los Angeles, v. 18, p. 375-396, 2002b.
- CHAPIN, III, F. S. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. **Science**, Washington, v. 277, n. 5325, p. 500-504, 1997.
- CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. **Ecological Research**, v. 19, n. 1, p. 75-81, 2004.
- DANTAS, M. E. **Estudo geoambiental do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001. 63 p.
- EWEL, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, Lawrence, n. 12, p. 2-7, 1980.
- FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A.; MIRANDA NETO, A. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 31-40, 2014.
- GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. p. 109-143.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 3-9, 2007.
- GARCIA, C. C.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PEZZOPANE, J. E. M.; LOPES, H. N. S.; RAMOS, D. C. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forestry Ecology Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.
- GUARIGUATA, M. R.; CHAZDON, R. L.; DESNLOW, J. S.; DUPUY, J. M.; ANDERSON, L. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plants Ecology**, Oxford, v. 132, n. 1, 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, n. 2, 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, n. 1, p. 151-154, 1970.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, 2012. 271 p.
- 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**, Cambridge, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.
- KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. London: Behaven Press, 1992. 363 p.
- KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, p. 165-389, 1980.
- 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**, Lawrence, v. 36, n. 3, p. 297-317, 2004.
- MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south-east brazilian forests I- Litterfall and litter standing crop. **Journal Tropical Ecology**, v. 8, n. 2, 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.

- 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**, Santa Maria, 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.
- PARKER, T. V. The scale of successional model and restoration objectives. **Restoration Ecology**, Tucson, 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**, Göttingen, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- PICKETT, S. T. A. Succession: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**, Chicago, v. 110, p. 107-119, 1976.
- 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.; FELFILL, J. M. Regeneração natural em diferentes ambientes da mata de galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa - DF. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 1, p. 1-9, 2009.
- ROPPA, C. **Fatores do meio físico influentes na restauração espontânea de ecossistemas perturbados da Mata Atlântica, na base da Serra do Mar**. 2014. 161 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2014.
- 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. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.
- SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M. L.; UHL, C. Long-Term Chronosequence of Forest Succession in Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 4, p. 938-958, 1988.
- SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 59-74, 2006.
- SEMADES - Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Paracambi. **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**. 2. ed. São Francisco: W. H. Freeman and Co, 1981. 859 p.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- 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**, Tucson, v. 7, n. 3, p. 288-297, 1999.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.
- UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MRPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 69, n. 2, p. 631-649, 1981.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. New York: Springer-Verlag, 1982.
- VASCONCELOS, J. R. G.; ALVARENGA, S. B.; GAMA, M. M. B.; SOARES, J. R. S. Tamanho de parcelas e suficiência amostral para estudo da regeneração natural em floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 1-11, 2001.
- VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling and nutrients in tropical forests. **Ecology**, Washington, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.
- YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, n. 3, p. 157-163, 1987.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

Recebido em 31/01/2014

Aceito para publicação em 05/07/2014