



ARTIGO

Impactos pós-fogo na regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila aberta no município de Areia, Paraíba, Brasil

Klerton Rodrigues Forte Xavier^{1*}, Leonaldo Alves de Andrade², Juliano Ricardo Fabricante¹, Maria do Socorro Evangelista Coelho¹ e Felipe Nollet de Medeiros Assis¹

Recebido: 01 de junho de 2010 Recebido após revisão: 31 de março de 2011 Aceito: 05 de maio de 2011
Disponível on-line em <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1582>

RESUMO: (Impactos pós-fogo na regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila aberta no município de Areia, Paraíba, Brasil). O objetivo do presente trabalho foi avaliar os impactos causados pelo fogo sobre o estrato regenerante de um fragmento de floresta atlântica, em Areia, PB. Foram plotadas 40 parcelas em dois ambientes: floresta intacta (Ambiente I) e floresta queimada (Ambiente II). A estrutura da vegetação foi avaliada através dos parâmetros usuais para regeneração natural e a diferença no número de perfilhos dos indivíduos entre os ambientes foi avaliada pelo teste KW. Os indivíduos foram ainda enquadrados em quatro classes de tamanho. Foram calculados, também, os índices de diversidade Shannon e de equabilidade de Pielou. Foram amostrados 7.270 indivíduos, pertencentes a 23 famílias, 27 gêneros e 41 espécies. No Ambiente I, *Protium heptaphyllum* foi responsável por 38,56% da abundância, enquanto no Ambiente II, *Myrcia* sp. representou 54,82% da amostra. O teste KW demonstrou que houve diferença significativa entre os ambientes quanto ao número de perfilhos. O índice de diversidade e a equabilidade no Ambiente I foram maiores que no atingido pelo incêndio. Os resultados demonstraram que o incêndio não modificou a composição específica da sinúcia queimada, porém afetou a estrutura da comunidade, além de aumentar significativamente o perfilhamento, indicando a morte da parte aérea de muitos indivíduos.

Palavras-chave: incêndios florestais, estrato regenerante, brejos de altitude.

ABSTRACT: (Post-fire impacts on the natural regeneration in an ombrophylous forest fragment in Areia municipality, Paraíba, Brazil). This work aimed to evaluate the impacts of the fire on the regenerant stratum in a fragment of atlantic forest, in Areia municipality, PB. It was plotted 40 parcels in two environments: intact forest (Environment I) and burned forest (Environment II). The structure of the vegetation was evaluated through usual parameters to natural regeneration and the difference in the number of tillers of the individuals between environments was analyzed by KW test. The individuals were grouped in four high classes and it was calculated the index of Shannon diversity and equability of Pielou. It was surveyed 7.270 individuals belonging to 23 families, 28 genera and 45 species. In the Environment I, *Protium heptaphyllum* represented 38,56% of the abundance, while in the Environment II, *Myrcia* sp. and the dead individuals represented 73,77% of the sample. The KW test reveals significant differences between environments, specially in number of stems. The index of diversity and the equability in the Environment I were bigger than in the burned environment. The results demonstrated that the fire modified the floristic composition, affected the structure of the community, and increased significantly the tillering, indicating the death of the aerial part of many individuals.

Key words: forest fire, regenerant stratum, hill forest.

INTRODUÇÃO

As ações antrópicas vêm causando danos irreparáveis aos ecossistemas brasileiros, particularmente à Mata Atlântica que representa um dos biomas mais ameaçados do planeta. De modo geral, o que ainda resta desse bioma encontra-se em fragmentos localizados geralmente em áreas de difícil acesso, ou constituem capoeiras em estágios serais iniciais.

No estado da Paraíba, a situação não é diferente. A Mata Atlântica foi intensamente devastada, restando hoje aproximadamente 1,2% da vegetação que cobria cerca de 20% do território estadual (SNE 2002). Nesse contexto, incluem-se as florestas serranas do interior do Nordeste, ou os brejos de altitude, que são considerados por Veloso *et al.* (1991), como disjunções das florestas úmidas litorâneas, ratificado por Rodal *et al.* (1998) que

justifica tal classificação devido às similaridades florístico-estruturais observadas entre estas formações.

As condições climáticas dos brejos de altitude favoreceram a expansão da agropecuária, e principalmente a monocultura da cana de açúcar (Lins 1989) que, associada às práticas inadequadas de manejo, restringiram a vegetação a pequenas manchas, quase sempre com dimensões e características inadequadas para a manutenção da diversidade local (Lins & Medeiros 1994). Dentre essas práticas tradicionalmente utilizadas, está o uso do fogo.

As respostas das plantas aos impactos do fogo variam de acordo com a intensidade, a frequência e a duração do incêndio, bem como com o tipo de formação vegetal atingida (Silva *et al.* 2005). Nas florestas tropicais, por exemplo, os efeitos do fogo são bem mais

1. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal da Paraíba. Rod. BR 079, Km 12, CEP 58397-000, Areia, Paraíba, Brasil.

2. Professor Associado, Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba. CEP 58397-000, Areia, Paraíba, Brasil.

* Autor para contato. E-mail: klertonxavier@hotmail.com

destrutivos (Uhl *et al.* 1990, Cochrane 2003) devido, principalmente, à falta de adaptação de seu conjunto florístico (Fearnside 2005).

Os incêndios florestais ainda causam redução no número de indivíduos em função das altas taxas de mortalidade (Ivanauskas *et al.* 2003, Medeiros & Miranda 2005; Xavier *et al.* 2009), promovendo, a priori, um aumento na riqueza de espécies pioneiras, que são favorecidas pelo aumento da incidência de luz gerada pela abertura de clareiras. Já a reincidência desse tipo de evento tende a simplificar a composição de espécies e a estrutura dos fragmentos florestais, descaracterizando totalmente a paisagem (Coradin 1978).

Apesar de toda degradação observada ao longo dos anos, estes remanescentes ainda constituem importantes depositários da biodiversidade autóctone da Mata Atlântica (Andrade *et al.* 2006), devido à alta riqueza de espécies e formas de vida que detém (MMA 2004). Esta realidade torna imperativos estudos que busquem conhecer o comportamento da regeneração natural após distúrbios, particularmente os incêndios florestais. O conhecimento da composição florística, da estrutura e da resiliência desses remanescentes são imprescindíveis para a definição de estratégias de manejo, conservação e recuperação dos ambientes degradados. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os impactos causados por um incêndio sobre a regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Aberta, no Município de Areia, PB, buscando subsidiar a recomposição desses ecossistemas.

MATERIAL E MÉTODOS

O fragmento florestal estudado tem uma área de aproximadamente de 30 ha e teve cerca de 50% de sua extensão atingida por um incêndio em março de 2007. A área localiza-se na fazenda Engenho Jussara, município de Areia, estado da Paraíba (06° 57'S; 35° 41'W), tem altitude média de 560 m e histórico de cortes seletivos e esporádicos para a extração de madeira e lenha.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo As (McKnight & Hess 2000), ou seja, tropical quente-úmido, com precipitação média anual superior a 1.400 mm. Os solos predominantes são os Argissolos (Embrapa 1999).

Para avaliar os impactos do fogo sobre a vegetação, foram amostrados 4.000 m², dos quais a metade foi distribuída em 20 parcelas de 100 m² na parte não queimada (Ambiente I) e o restante na parte incendiada (Ambiente II). Noventa dias após a passagem do fogo, quando já havia iniciado a estação chuvosa, todos os indivíduos do estrato regenerante lenhoso, exceto lianas, foram inventariados, tomando-se o diâmetro ao nível do solo (DNS), a altura e contabilizado o número de perfilhos (brotação lateral proveniente da base da planta), com seus respectivos diâmetros (medido na base da brotação). Foram considerados como regenerantes no presente levantamento os espécimes com DNS ≤ 3 cm.

A estrutura da vegetação foi avaliada através dos seguintes parâmetros: Frequência Absoluta da Regeneração Natural (FA), Frequência Relativa da Regeneração Natural (FR), Densidade Absoluta da Regeneração Natural (DA), Densidade Relativa da Regeneração Natural (DR) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Kent & Coker 1999), sendo estes parâmetros calculados utilizando as mesmas fórmulas utilizadas para árvores adultas. Os valores das Classes Absoluta de Tamanho da Regeneração Natural (CAT) e Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRT) foram obtidas pela expressão (Finol, 1971):

$$CAT_i = \sum_{j=1}^J n_{ij} \left(\frac{N_j}{N} \right); \quad CRT_i = \frac{CAT_i}{\sum_{i=1}^S CAT_i} \times 100$$

em que:

CAT_i = classe absoluta de tamanho da regeneração da i-ésima espécie;

CRT_i = classe relativa de tamanho da regeneração da i-ésima espécie;

n_{ij} = número de indivíduos da i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho;

N_j = número total de indivíduos na j-ésima classe de tamanho;

N = número total de indivíduos da regeneração natural em todas as classes de tamanho.

Já os valores da Regeneração Natural Relativa (RN%) foram obtidos, conforme Finol (1971), pela seguinte expressão:

$$RNR_i = \frac{FR_i + DR_i + CRT_i}{3}$$

em que:

RNR_i = regeneração natural relativo da i-ésima espécie;

FR_i = frequência relativa da regeneração natural da i-ésima espécie;

DR_i = densidade relativa da regeneração natural da i-ésima espécie.

Os indivíduos inventariados foram enquadrados em quatro classes de tamanho de regeneração natural, sendo elas: CT I, indivíduos com altura até 0,15 m; CT II, indivíduos com altura entre 0,16 m e 0,30 m; CT III, indivíduos com altura entre 0,31 m e 1,5 m; CT IV, indivíduos com altura igual ou superior a 1,51 m.

Para avaliar a diferença no número de perfilhos entre os indivíduos dos dois ambientes, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW), com a comparação de postos por teste Student-Newman-Keuls (Ayres *et al.* 2007). A hipótese de nulidade, ou seja, de o fogo não afetar o evento na sinúsia, foi verificada a uma probabilidade menor ou igual a 1%.

Calculou-se ainda para cada ambiente, os índices de diversidade de Shannon-Winner (H') (Shannon & Weaver 1949) e a equabilidade de Pielou (J) (Odum 1988). Diferenças entre a diversidade dos ambientes foram testadas por meio de t de Hutcheson (Zar 1984) a uma probabilidade igual ou maior que 0,05. Para avaliar a

similaridade florística entre as parcelas, utilizou-se o índice de Jaccard (Ricklefs 1996), com o método dos agrupamentos sequenciais aglomerativos *Arithmetic Average Clustering* (Sneath & Sokal 1973). Para verificar a distribuição das unidades amostrais em função dos principais eventos ligados ao fogo usou-se uma Análise de Componentes Principais - ACP ou PCA, como é comumente conhecida (Goodall 1954).

A identificação taxonômica foi realizada através de comparações com material do Herbário Jaime Coelho de Moraes do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, literatura especializada e consultas a especialistas, quando necessário. A lista florística foi organizada de acordo com o Sistema APG II (2003) disponível na base de dados *Tropicos*®

(Tropicos.org 2010) do *Missouri Botanical Garden, Saint Louis, Missouri, USA*. As análises estatísticas foram feitas utilizando-se os programas Mata Nativa 2^o (CIENTEC 2002), MVSP 3.1^o (Kovach 1998) e BioEstat 5.0^o (Ayres *et al.* 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 7.270 indivíduos, pertencentes a 23 famílias botânicas, 27 gêneros e 41 espécies, dos quais 4.156 indivíduos, representados por 22 famílias botânicas, 25 gêneros e 35 espécies, no Ambiente I, e 3.114 indivíduos, distribuídos em 17 famílias botânicas, 19 gêneros e 28 espécies, no Ambiente II (Tab. 1).

As famílias que apresentaram maior número de espécies, por ordem decrescente, foram: Fabaceae, com

Tabela 1. Relação de famílias e espécies regenerantes amostradas em um fragmento de Floresta Ombrófila Aberta, município de Areia, PB, com respectivos nomes vulgares. I, Ambiente não atingido pelo fogo; II, Ambiente atingido pelo fogo.

Famílias/Espécies	Nome vulgar	Ambiente
Anacardiaceae		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Cupiúba	I
Anonaceae		
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Semente de Embira	I/II
Apocynaceae		
<i>Malouetia cestroides</i> (Ness ex Mart.) Müll. Arg.	Leiteiro	I/II
Araliaceae		
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	Sabacuim	I/II
Arecaceae		
<i>Attalea oleifera</i> Barb. Rodr.	Palmeira	I/II
Boraginaceae		
<i>Cordia</i> sp.	Gargaúba	I
Burceraceae		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla	I/II
Clusiaceae		
<i>Clusia paralicola</i> G. Mariz	Pororoca	I/II
Erithroxylaceae		
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St. Hill	Cocão	I
Euphorbiaceae		
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Tamanqueiro	II
Fabaceae		
Indeterminada 9	Pau Dantas	I
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	Ingá	I/II
<i>Inga</i> sp.	Ingá Branco	I
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira	II
Lauraceae		
<i>Nectandra pichurim</i> (Kunth) Mez	Louro	I/II
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	Louro Branco	I
Lecythidaceae		
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Embiriba	I
<i>Eschweilera</i> sp.	Embiriba Preta	I/II
<i>Lecythis ollaria</i> Loebl.	Sapucaia	I
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Murici	I
Malvaceae		
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Jangada	I
Melastomataceae		
<i>Miconia candolleana</i> Naudin	Cinzeiro	I
<i>Miconia</i> sp.	Cinzeiro Roxo	I
Moraceae		
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Quirí	I/II
Myrtaceae		
<i>Myrcia</i> sp.	Cupuna	I/II
<i>Eugenia</i> sp.	Pitanga do Mato	I/II
Nyctaginaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	João Mole	I/II

Tabela 1. Cont.

Famílias/Espécies	Nome vulgar	Ambiente
Piperaceae		
<i>Piper</i> sp.	Pimenta	I/II
Salicaceae		
<i>Casearia hirsuta</i> Sw.	Café bravo	I/II
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Carniceiro	II
Sapindaceae		
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Caboatã de leite	I/II
<i>Cupania revoluta</i> Rolfe	Caboatã de Rego	I/II
Simaroubaceae		
<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil	Paraíba	I/II
Indeterminada 1		I/II
Indeterminada 2		I/II
Indeterminada 3		I/II
Indeterminada 4		I/II
Indeterminada 5		II
Indeterminada 6		II
Indeterminada 7		II
Indeterminada 8		I

quatro espécies; Lecythidaceae, com três espécies, Salicaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Sapindaceae, representadas por duas espécies cada uma. Essas famílias aparecem, com destaque, dentre as mais representativas, em outros estudos realizados em florestas tropicais (Martins *et al.* 2002, Melo & Rodal 2003, Alves & Metzger 2006, Andrade *et al.* 2006, Higuchi *et al.* 2006, Oliveira *et al.* 2006, Xavier *et al.* 2009).

No Ambiente I, *Protium heptaphyllum* (38,56%), *Myrcia* sp. (18,11%) e *Eschweilera* sp. (8,73%) foram responsáveis por 65,4% da abundância específica, enquanto no Ambiente II, *Myrcia* sp. (54,82%), indivíduos mortos (18,95%) e *Cupunia oblongifolia* (8,64%) totalizaram 82,41% da abundância específica (Tab. 2).

Comparando diretamente a estrutura dos indivíduos mortos entre os dois ambientes, observa-se que no Ambiente I esses foram responsáveis por apenas 1,95% da RN, sendo que os mesmos estavam presentes em 65% das parcelas e apresentaram uma densidade de 170 ind. ha⁻¹. Já no Ambiente II, os indivíduos mortos representaram 13,64% da RN, estando presentes em todas as unidades amostrais e representaram uma densidade de 2.950 ind. ha⁻¹. No Ambiente I, o número de indivíduos mortos deve-se, possivelmente, ao histórico de uso (corte seletivo para retirada de lenha), enquanto que o alto número de indivíduos mortos no Ambiente II reflete a baixa resistência das espécies de florestas tropicais ao fogo.

Os resultados obtidos demonstram que os reflexos do fogo vão além do aumento no número de árvores mortas, implicando em alterações quanti-qualitativas na sinúsia atingida, a exemplo da redução dos valores nos parâmetros estruturais dos indivíduos, da redução de unidades taxonômicas e das diferenças na distribuição das espécies entre os ambientes.

No Ambiente I, a espécie *P. heptaphyllum* apresentou 8.010 ind. ha⁻¹ e frequência em 95% das unidades amostrais, gerando um valor de RN de 29,19%. A segunda espécie com maior RN foi *Myrcia* sp., que foi encontrada em todas as parcelas do Ambiente I (100%

de frequência). Essa espécie apresentou uma densidade de 3.765 ind. ha⁻¹ e uma RN de 14,91%. Já a terceira espécie em valor de RN (7,46%), *Eschweilera* sp., apresentou 1.815 ind. ha⁻¹ e esteve presente em 100% das parcelas.

No Ambiente II, a espécie *Myrcia* sp. apresentou 8.535 ind. ha⁻¹ e frequência de 100% nas unidades amostrais, gerando um valor de RN de 41,67%, seguido de *C. oblongifolia* que apresentou uma densidade de 1.345 ind. ha⁻¹, frequência de 95% e uma RN de 8,97%.

A hipótese de nulidade para a variável perfilhamento foi rejeitada a 1% de probabilidade pelo teste KW, o que demonstra que o fogo modificou significativamente o evento na comunidade. O valor do teste KW foi de 20,54 com diferença entre os postos de 19,45 ($p > 0,0001$). O número de indivíduos perfilhando foi de 47 para o Ambiente I e 352 para o Ambiente II, correspondendo a 1,13% e 11,3% das amostras, respectivamente. Os perfilhados no Ambiente I apresentaram média de $0,039 \pm 0,063$ filhinhos por indivíduo, com amplitude total de 8 filhinhos por indivíduo, enquanto no Ambiente II foi de $0,455 \pm 0,221$ filhinhos por indivíduo, com amplitude de 165 filhinhos por indivíduo. Assim, verifica-se que o fogo não só aumenta o número de indivíduos perfilhados como também o número de filhinhos produzidos.

O índice de diversidade (H') no Ambiente I foi de 2,09 nats.indv.⁻¹, já no Ambiente II foi de 1,65 nats.indv.⁻¹, apresentando, segundo o teste t, diferenças estatísticas significativas ($t = 11,419$; $p < 0,0001$). Os valores relativamente baixos encontrados nos ambientes estudados corroboram com o histórico de cortes seletivos para a extração de madeira e lenha, e a diferença entre os ambientes deve-se a diminuição da equabilidade na área queimada. Os valores de diversidade florística dos Ambientes I e II, quando comparados com outros trabalhos realizados em florestas tropicais, foram bastante inferiores (Drumond & Neto 1999, Andrade *et al.* 2002, Silva *et al.* 2003, Cestaro & Soares 2004, Silva *et al.* 2005, Alves & Metzger 2006, Andrade *et al.* 2006,

Tabela 2. Parâmetros estruturais da vegetação regenerante em um fragmento de Floresta Ombrófila Aberta, município de Areia-PB.

Ambiente I – Não atingido pelo fogo								
Espécie	N	FA	FR	DA	DR	CAT	CRT	RN
<i>P. heptaphyllum</i>	1602	95	6,46	8010	38,55	651,25	42,56	29,19
<i>Myrcia</i> sp.	753	100	6,80	3765	18,12	302,94	19,80	14,91
<i>Eschweilera</i> sp.	363	100	6,80	1815	8,73	104,63	6,84	7,46
<i>C. oblongifolia</i>	283	85	5,78	1415	6,81	76,09	4,97	5,85
<i>I. ingoides</i>	421	95	6,46	2105	10,13	169,95	11,11	9,23
<i>B. guianense</i>	161	65	4,42	805	3,87	51,53	3,37	3,89
<i>C. revolute</i>	93	80	5,44	465	2,24	30,50	1,99	3,22
Indet. 1	61	80	5,44	305	1,47	19,51	1,27	2,73
Indet. 2	48	65	4,42	240	1,15	9,50	0,62	2,07
<i>C. paralicola</i>	62	70	4,76	310	1,49	23,35	1,53	2,59
Morto	34	65	4,42	170	0,82	9,44	0,62	1,95
<i>X. frutescens</i>	35	50	3,40	175	0,84	9,80	0,64	1,63
<i>M. cestroides</i>	29	60	4,08	145	0,70	7,15	0,46	1,75
<i>C. hirsuta</i>	30	50	3,40	150	0,72	9,96	0,65	1,59
<i>G. opposita</i>	19	45	3,06	95	0,46	4,47	0,29	1,27
<i>E. ovate</i>	18	45	3,06	90	0,43	4,22	0,28	1,26
<i>M. candolleana</i>	36	40	2,72	180	0,87	12,98	0,85	1,48
<i>S. versicolor</i>	17	40	2,72	85	0,41	4,07	0,27	1,13
<i>N. pichurim</i>	17	45	3,06	85	0,41	5,88	0,38	1,28
<i>E. deciduum</i>	11	40	2,72	55	0,26	3,25	0,21	1,06
<i>A. tibourbou</i>	19	15	1,70	95	0,46	6,89	0,45	0,64
<i>Piper</i> sp.	19	25	1,02	95	0,46	3,43	0,22	0,85
<i>L. ollaria</i>	3	10	0,68	15	0,07	0,34	0,02	0,26
<i>A. oleifera</i>	3	15	1,02	15	0,07	0,85	0,06	0,38
<i>T. guianensis</i>	2	10	0,68	10	0,05	2,97	0,19	0,25
<i>Inga</i> sp.	4	15	1,02	20	0,09	0,81	0,05	0,40
<i>S. morotoni</i>	2	10	0,68	10	0,05	0,81	0,05	0,26
Indet. 4	2	10	0,68	10	0,05	0,66	0,04	0,26
Indet. 8	1	5	0,34	5	0,02	0,03	0,00	0,12
<i>Eugenia</i> sp.	1	5	0,34	5	0,02	0,15	0,01	0,12
Indet. 3	1	5	0,34	5	0,02	0,15	0,01	0,12
<i>O. guianensis</i>	1	5	0,34	5	0,02	0,33	0,02	0,13
Indet. 9	1	5	0,34	5	0,02	0,15	0,01	0,12
<i>Cordia</i> sp.	1	5	0,34	5	0,02	0,33	0,02	0,13
<i>Miconia</i> sp.	2	5	0,68	10	0,04	0,66	0,04	0,26
<i>B. sericeae</i>	1	5	0,34	5	0,02	0,33	0,02	0,13
Total	4156	1470	100	20780	100	1530,20	100,00	100
Ambiente II – Atingido pelo fogo								
<i>Myrcia</i> sp.	1707	100	9,96	8535	54,82	669,52	60,23	41,67
Morto	590	100	8,66	2950	18,95	147,96	13,31	13,64
<i>C. oblongifolia</i>	269	95	8,22	1345	8,64	111,63	10,04	8,97
Indet. 2	73	80	6,93	365	2,34	20,93	1,88	3,72
<i>P. heptaphyllum</i>	66	75	6,49	330	2,12	20,52	1,85	3,49
<i>Eschweilera</i> sp.	51	60	5,19	255	1,64	14,82	1,33	2,72
Indet. 1	46	70	6,06	230	1,48	12,33	1,11	2,88
<i>M. cestroides</i>	40	80	6,93	200	1,28	14,37	1,29	3,17
<i>N. pichurim</i>	96	55	4,76	480	3,08	35,51	3,19	3,68
<i>I. ingoides</i>	42	70	6,06	210	1,35	15,12	1,36	2,92
<i>C. revolute</i>	29	85	7,36	145	0,93	11,00	0,99	3,10
<i>A. oleifera</i>	19	40	3,46	95	0,61	7,25	0,65	1,57
<i>B. guianense</i>	11	35	3,03	55	0,35	4,02	0,36	1,25
<i>C. hirsuta</i>	14	25	2,16	70	0,45	4,65	0,42	1,01
Indet. 7	10	25	2,16	50	0,32	2,24	0,20	0,89
<i>Eugenia</i> sp.	10	25	2,16	50	0,32	4,21	0,38	0,95
<i>G. opposita</i>	4	15	1,30	20	0,13	0,71	0,06	0,50
<i>S. morotoni</i>	15	25	2,17	75	0,48	6,63	0,60	1,08
<i>C. paralicola</i>	3	15	1,30	15	0,10	1,25	0,11	0,50
Indet. 6	4	10	0,87	20	0,13	1,55	0,14	0,38
<i>S. versicolor</i>	3	10	0,87	15	0,10	1,03	0,09	0,35
Indet. 3	3	10	0,87	15	0,10	1,25	0,11	0,36
<i>X. frutescens</i>	1	5	0,43	5	0,03	0,44	0,04	0,17
Indet. 5	1	5	0,43	5	0,03	0,15	0,01	0,16
<i>P. glabrata</i>	1	5	0,43	5	0,03	0,15	0,01	0,16
<i>B. virgilioides</i>	2	5	0,43	10	0,06	0,48	0,04	0,18
Indet. 4	2	5	0,43	10	0,06	0,88	0,08	0,19
<i>Piper</i> sp.	1	5	0,43	5	0,03	0,37	0,03	0,16
<i>C. sylvestris</i>	1	5	0,43	5	0,03	0,44	0,04	0,17
Total	3114	1155	100	15570	100	1111,45	100,00	100

Abreviaturas: N, Número de Indivíduos; FA, Frequência Absoluta (%); FR, Frequência Relativa (%); DA, Densidade Absoluta (ind.ha⁻¹); DR, Densidade Relativa (%); CAT, Classe Absoluta de Tamanho da Regeneração Natural; CRT, Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (%); RN, Regeneração Natural (%).

Cordeiro & Rodrigues 2007, Salles & Schiavini 2007, Xavier *et al.* 2009). Porém, o Ambiente I apresentou valor similar ao encontrado por Oliveira *et al.* (2006), estudando uma área de floresta ombrófila aberta com sete anos de pousio e em estágio inicial de regeneração natural, na Reserva Estadual Mata do Pau-Ferro, no município de Areia, PB.

No que se refere à equabilidade, o Ambiente I apresentou valor de 0,51, enquanto o ambiente II foi de 0,25. Observa-se que a diferença da equabilidade foi alta entre os Ambientes, tal diferença pode ser explicada pela abundância da espécie *Myrcia* sp. e do grande número de indivíduos mortos no ambiente incendiado, que juntos somaram 73,32% da abundância. Os valores para equabilidade encontrados nos Ambientes I e II, também foram inferiores aos encontrados em estudos com florestas úmidas (Andrade *et al.* 2002, Souza *et al.* 2002, Silva *et al.* 2003, Cestaro & Soares 2004, Silva *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2006, Andrade *et al.* 2006, Cordeiro & Rodrigues 2007). Os baixos valores encontrados nos índices de diversidade e equabilidade remetem às condições em que se encontra o fragmento, haja vista que a área está localizada próxima a núcleos urbanos, exposta a constantes perturbações, a exemplo do corte seletivo de madeira, pastejo de animais e incêndios.

Na análise por classe de tamanho, o Ambiente I mostrou uma maior concentração de indivíduos nas classes CT I (48,45%) e CT II (33,04%), seguidas por CT III (15,21%) e CT IV (3,30%). Assim como ocorreu no Ambiente I, no Ambiente II a distribuição dos indivíduos nas classes de tamanho seguiu a sequência CT I, CT II, CT III e CT IV, com 44,19%, 37,09%, 15,09% e 3,63%, respectivamente. Nos Ambientes estudados observou-se uma maior concentração dos indivíduos nas primeiras classes de tamanho, mostrando que os am-

bientes tendem a se recuperar caso não haja distúrbios expressivos. Segundo Oliveira *et al.* (2006) os brejos de altitude são ambientes que apresentam alta resiliência, de modo que, se forem estagnadas as intervenções antrópicas, a floresta possivelmente alcançará novamente fisionomia semelhante às formações primárias.

As espécies *Cupania oblongifolia*, *Cupania revolute*, *Eschweilera* sp., *Inga ingoides*, *Myrcia* sp. e *Protium heptaphyllum* se fizeram presentes nos dois ambientes, além de serem as espécies mais importantes no levantamento, apresentando os maiores valores de RN. De acordo com Oliveira *et al.* (2006), pela abundância e ampla distribuição de tais espécies, estas podem ser consideradas prioritárias em plantios experimentais de restauração ou enriquecimento dos fragmentos florestais dos brejos de altitude.

Através da análise de similaridade florística observou-se a formação de grupos de parcelas bastante próximos, as quais apresentaram índice de Jaccard superiores a 25%, indicando similaridade entre os ambientes (Fig. 1), sendo a parcela 37 a única a apresentar valor inferior (8,8%), fato explicado pela baixa riqueza florística verificada na referida unidade amostral (Fig. 1). Segundo Whittaker (1984) todas as amostras que possuem valor do índice de Jaccard superior a 25% são consideradas similares.

Em contrapartida, a ACP demonstrou que o incêndio modificou sensivelmente a estrutura por meio do aumento do número de indivíduos perfilhando, bem como o de perfilhos por planta, consequência da morte da parte aérea dos mesmos. Já as taxas censitárias das espécies no Ambiente II foram influenciadas pela alta mortalidade de indivíduos em função do incêndio (Fig. 2). Nota-se que houve um agrupamento das parcelas do Ambiente I nos eixos opostos aos parâmetros usa-

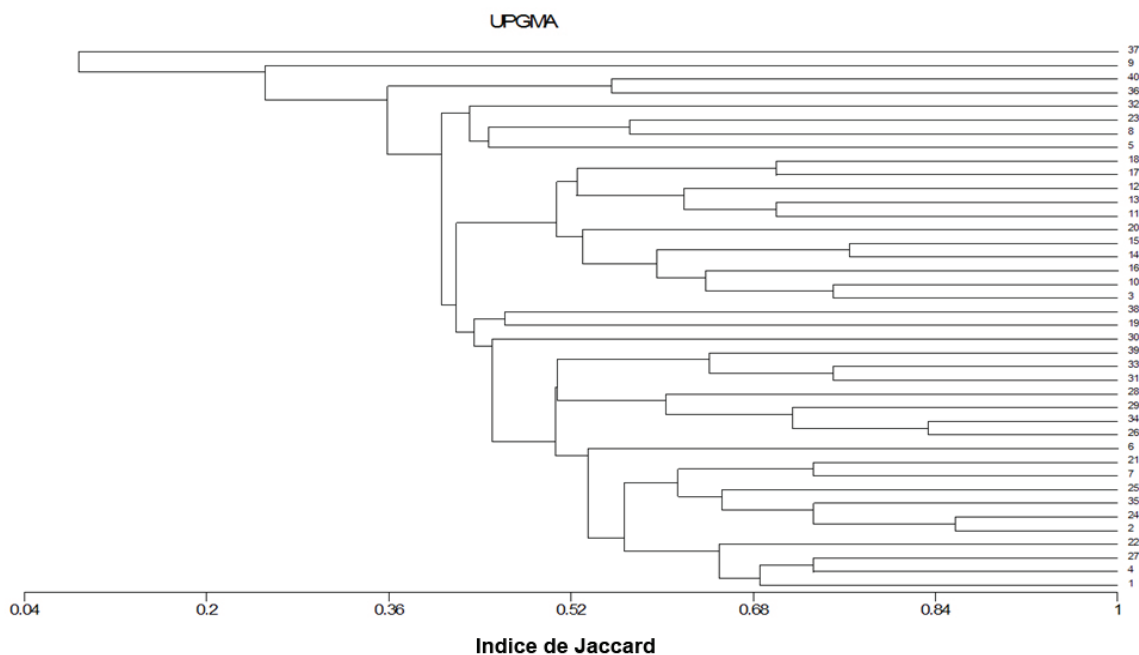


Figura 1. Similaridade de Jaccard entre os ambientes estudados. Parcelas 1 a 20, Ambiente I; Parcelas 21 a 40, Ambiente II.

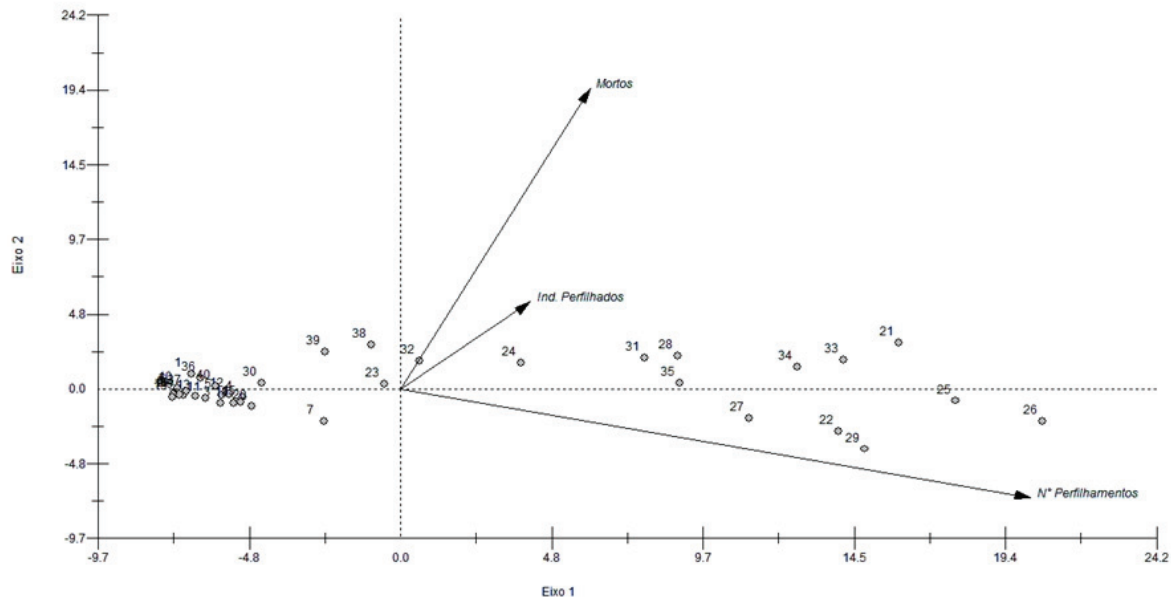


Figura 2. Eixos de ordenação produzidos pela Análise de Componentes Principais para as variáveis: Número de Indivíduos Mortos, Indivíduos Perfilhados e Número de Perfilhamentos. Parcelas 1 a 20, Ambiente I; Parcelas 21 a 40, Ambiente II.

dos na análise, já a maioria das unidades amostrais do ambiente incendiado se dispersaram próximos a esses, indicando que o fogo alterou de fato as características da vegetação.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem afirmar que o incêndio modificou a composição florística, afetou a estrutura da vegetação, provocando alta mortalidade de indivíduos, além de aumentar significativamente o número de indivíduos policaulescentes, assim como o número de filhinhos por indivíduo, como consequência da morte da parte aérea dos mesmos. As alterações estruturais constatadas podem, a longo prazo e com a reincidência dos incêndios, afetar a funcionalidade desses ecossistemas e comprometer seriamente a função que esses remanescentes florestais ainda detêm, particularmente no que se refere à capacidade de conservação da biodiversidade autóctone dos brejos de altitude.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica*, 6: 1-26.
- ANDRADE, L.A., OLIVEIRA, F.X., NASCIMENTO, I.S., FABRICANTE, J.R., SAMPAIO, E.V.S.B. & BARBOSA, M.R.V. 2006. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude, no município de Areia, Paraíba. *Revista Brasileira Ciências Agrárias*, 1: 31-40.
- ANDRADE, L.A., PEREIRA, I.M. & DORNELAS, G.V. 2002. Análise da vegetação arbóreo-arbustiva espontânea, ocorrente em taludes íngremes no município de Areia - estado da Paraíba. *Revista Árvore*, 26: 165-172.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 141: 399-436.
- AYRES, M., AYRES, M. J., AYRES, D.L. & SANTOS, S.A. 2007. *Bioestat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Bio-Médicas*. Belém: Mamirauá/CNPq.
- CESTARO, L.A. & SOARES, J.J. 2004. Variações florística e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18: 203-218.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, 42: 913-919.
- CONSULTORIA E DESENVOLVIMENTO DE SISTEMAS LTDA (CIENTEC). 2002. *Mata Nativa – Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de manejo de florestas nativas*. São Paulo: CIENTEC. 126 p.
- CORADIN, L. 1978. *The Grasses of the Natural Savanna of the Federal Territory of Roraima, Brasil*. 333 f. Master Thesis. College of the City University of New York, New York.
- CORDEIRO, J. & RODRIGUES, W.A. 2007. Caracterização Fitossociológica de um Remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapua, PR. *Revista Árvore*, 31: 545-554.
- DRUMOND, M.A. & NETO, J.A.A.M. 1999. Composições florística e fitossociológica de uma mata secundária de um trecho da Mata Atlântica. *Ciência Rural*, 29: 657-661.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação e solos*. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de Informação. 412 p.
- FEARNSIDE, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia Brasileira: História, Índices e Consequências. *Megadiversidade*, 1: 1-11.
- FINOL, U.H. 1971. Nuevos parametros a considerarse em el analisis structural de las selvas virgenes tropicales. *Revista Florestal Venezolana*, 14(21): 29-42.
- GOODALL, D.W. 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany*, 2: 304-324.
- HIGUCHI, P., REIS, M.G. F., REIS, G.G., PINHEIRO, A.L., SILVA, C.T. & OLIVEIRA, C.H.R. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 30:

893-904.

- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations Following a Fire in a Forest Community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management*, 184: 239-250.
- KENT, M. & COKER, P. 1999. *Vegetation description and analysis – a practical approach*. Chichester: John Wiley & Sons. 363 p.
- KOVACH, W.L. 1998. *MVSP: a multivariate statistical package for Windows, version 3.1*. Pentraeth: Kovach Computing Services.
- LINS, J.R.P. & MEDEIROS, A.N. 1994. *Mapeamento da cobertura florestal nativa lenhosa do Estado da Paraíba*. João Pessoa: PNUD/FAO/IBAMA/Governo da Paraíba. 44 p.
- LINS, R.C. 1989. *As áreas de exceção do agreste de Pernambuco*. Recife: SUDENE. 327 p.
- MARTINS, S.V., RIBEIRO, G.A., SILVA JUNIOR, W.M. & NAPPO, M.E. 2002. Regeneração Pós-Fogo em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal*, 12: 11-19.
- MCKNIGHT, T.L. & HESS, D. 2000. *Climate Zones and Types: The Köppen System, Physical Geography - A Landscape Appreciation*. Upper Saddle River: Prentice Hall. 200 p.
- MEDEIROS, M.B. & MIRANDA, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica*, 19(3): 493-500.
- MELO, J.I.M. & RODAL, M.J.N. 2003. Levantamento florístico de um trecho de floresta serrana no planalto de Garanhuns, Estado de Pernambuco. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25: 173-178.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2004. *Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira*. Brasília – DF: Ministério do Meio Ambiente. 347 p.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons. 547 p.
- ODUM, E.P. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara. 434 p.
- OLIVEIRA, F.X., ANDRADE, L.A. & FÉLIX, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de floresta ombrófila aberta com diferentes idades, no município de Areia, Paraíba. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 861-873.
- RICKLEFS, R.E. 1996. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 470 p.
- RODAL, M.J.N., SALES, M.F. & MAYO, S.J. 1998. *Floresta serranas de Pernambuco: localização e conservação dos remanescentes brejos de altitude em Pernambuco*. Recife: Imprensa Universitária-UFRPE. 37 p.
- SALLES, J.C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica*, 21: 223-233.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 144 p.
- SILVA, A.F., OLIVEIRA, R.V., SANTOS, N.R.L. & PAULA, A. 2003. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecidual submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. *Revista Árvore*, 27: 311-319.
- SILVA, V.F., OLIVEIRA FILHO, A.T., VENTURIN, N., CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecidual no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19: 701-716.
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. 1973. *Numerical taxonomy*. San Francisco: Freeman. 573 p.
- SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA. 2002. *Mapeamento da Mata Atlântica, seus ecossistemas associados dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte*. São Paulo. Relatório técnico. Disponível em: <<http://www.sne.org.br>>. Acesso em: 10/Nov/2007.
- SOUZA, A.L., SCHETTINO, S., JESUS, R.M. & VALE, A.B. 2002. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, reserva natural da companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore*, 26: 411-419.
- TROPICOS.ORG (2010). *Tropicos*. Saint Louis: Missouri Botanical Garden. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: 15/setembro/2010.
- UHL, C., KAUFFMAN, J.B. & SILVA, E.D. 1990. Os caminhos do fogo na Amazônia. *Ciência Hoje*, 11: 25-32.
- VELOSO, H., RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE. 91 p.
- WHITTAKER, R.H. 1984. *Classification of Plant Communities*. Boston: Kluwer Academic Publishers Group. 408 p.
- XAVIER, K.R.F., ANDRADE, L.A., COELHO, M.S.E., ASSIS, F.N.M. & FABRICANTE, J.R. 2009. Impactos do fogo sobre o componente arbustivo-arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Aberta, Areia, Estado da Paraíba. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31: 407-413.
- ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall. 718 p.