



FELIPE DE CARVALHO ARAÚJO

**COMPORTAMENTO TEMPORAL E
ESPACIAL DA REGENERAÇÃO DE
DIFERENTES AMBIENTES APÓS O FOGO
NO DOMÍNIO ATLÂNTICO**

LAVRAS – MG

2015

FELIPE DE CARVALHO ARAÚJO

**COMPORTAMENTO TEMPORAL E ESPACIAL DA
REGENERAÇÃO DE DIFERENTES AMBIENTES APÓS O FOGO
NO DOMÍNIO ATLÂNTICO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Botânica Aplicada, área de
concentração Botânica para a
obtenção do título de Mestre.

Orientador
Dr. Rubens Manoel Dos Santos

LAVRAS – MG

2015

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Araújo, Felipe de Carvalho.

COMPORTAMENTO TEMPORAL E ESPACIAL
DAREGENERAÇÃO DE DIFERENTES AMBIENTES APÓS O
FOGO NO DOMÍNIO ATLÂNTICO / Felipe de Carvalho Araújo.

– Lavras : UFLA, 2015.

101 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Bibliografia.

1. Diversidade. 2. Floresta Estacional Semidecidual. 3.
Dinâmica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

FELIPE DE CARVALHO ARAÚJO

**COMPORTAMENTO TEMPORAL E ESPACIAL DA
REGENERAÇÃO DE DIFERENTES AMBIENTES APÓS O FOGO
NO DOMÍNIO ATLÂNTICO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Botânica Aplicada para a
obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 05 de fevereiro de 2015

Dr. Paulo Oswaldo Garcia	IFET
Dr. Maria das Dores Magalhães Veloso	UNIMONTES
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

**LAVRAS – MG
2015**

A meu pai, Ivon Belo de Araújo, por todo esforço e trabalho em me ajudar a conquistar esse sonho. “O seu suor não foi em vão”.

A minha mãe, Fátima Regina de Carvalho Araújo, pela paciência e amor de estar sempre ao meu lado, procurando as melhores formas possíveis de me ajudar, empregando tempo e esforço para que este sonho fosse possível

A meu irmão, Rodrigo José de Carvalho Araújo, por sempre estar ao meu lado, acreditando em mim, único irmão o qual amo muito.

Em especial, ao meu amigo Espírito Santo, pela sua fidelidade e lealdade em cumprir: “Jamais te abandonarei, nunca jamais te deixarei”.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada pela oportunidade da realização do mestrado.

Ao Departamento de Biologia e de Ciências Florestais pelo suporte e os recursos necessários durante o mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos professores dos programas dos cursos de pós-graduação em Botânica Aplicada e Ciências Florestais pelo auxílio, transmissão de conhecimento e ajuda na minha construção profissional durante o mestrado.

Ao professor Dr. Rubens Manoel dos Santos pela paciência e dedicação ao discipulado em formar novos pesquisadores e pela orientação e ajuda no crescimento profissional durante o mestrado.

Ao grupo do laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade por todo aprendizado e ajuda durante esses dois anos.

Aos professores Warley Augusto, Paulo Garcia e Maria das Dores pela participação na banca e contribuição neste trabalho.

A toda minha família pelo incentivo e apoio durante esse tempo, aos meus pais e tios que me deram bons conselhos.

Ao ambiente “Pteridium” do trabalho, por me mostrar que posso ir além dos meus limites.

Aos meus irmãos da fé da igreja Sara Nossa Terra, em especial aos pastores Leonardo e Djanir Menezes pelo exemplo de caráter e dedicação, além de toda ajuda durante todos os momentos.

Ao Deus Pai, Filho e Espírito Santo por seu amor.

“ O melhor que se pode fazer a uma semente é sepultá-la”

Augusto Cury

RESUMO

Um dos grandes fatores que modifica os sistemas naturais e age na manutenção da diversidade é o distúrbio. O fogo influencia os padrões de diversidade e na funcionalidade das comunidades vegetais, principalmente na fase da regeneração, importante estágio de vida das plantas, os juvenis. Com o intuito de analisar o efeito do fogo sobre a regeneração natural arbórea de diferentes ambientes ecológicos, foram lançadas 66 parcelas de 2 m x 2 m (4 m²) em sete ambientes queimados (2F, 3F, 4F, 5F, 6F, 7F e 8F) e um não queimado (1NF). Os indivíduos amostrados foram àqueles $\leq 15,7$ cm de CAP (circunferência à altura do peito). Os parâmetros de densidade, dominância, abundância, riqueza e diversidade foram analisados na amostragem de 2012, 2013 e 2014. Foi realizada a dinâmica para número de indivíduos e área basal nos intervalos de 2012-2013 e 2013-2014 e os indivíduos distribuídos em classes de altura. O fogo provocou o comportamento diferente nos ambientes queimados inicialmente com maior densidade, baixa diversidade, baixa abundância e dominância e diferentes valores de dinâmica e distribuição de classes de altura. Entre ambientes queimados, o 7F obteve um comportamento diferenciado dos demais, e alguns como 4F e 8F se diferenciaram devido a estresses presentes na área que dificultaram o estabelecimento de plântulas arbustis-arbóreas após o fogo. Fatores como a intensidade e a frequência do distúrbio podem explicar a diferença do comportamento da regeneração natural após fogo nos atributos estruturais e as espécies que se estabeleceram nos dois primeiros anos após o fogo nos diferentes ambientes ecológicos.

Palavras-chave: Resiliência. Diversidade. Dinâmica e Floresta Semidecídua.

ABSTRACT

The most important factor affects the nature systems and acts to maintain diversity is disturbance. Fire account in diversity patterns and functionality of vegetation communities mainly in regeneration phase, the most important life stage of plant, the seedlings. With the intent to analyse the effect of fire over the natural regeneration of different ecological environments were allocated 66 plots with 2 m x 2 m (4 m²) in seven burned environments (2F, 3F, 4F, 5F, 6F, 7F e 8F) and one unburned (1NF). Were recorded all seedlings and saplings $\leq 15,7\text{cm}$ with CBH (Circumference at Breast Height). The parameters of density, dominance, abundance, richness and diversity were analysed in the sampling carried out in 2012, 2013 and 2014. Parameters of dynamics for individual numbers and basal area were performed during the intervals 2012-2013 and 2013-2014 and the individuals were distributed in height classes. The fire caused different behavior in environments burned with initially greater density, lower diversity, lower abundance and dominance and different values of dynamic and distribution in height classes. Among the burned environments, the 7F obtained the most different behavior and some environments like 4F and 8F was different because of stress in the area hampering the establishment of saplings and seedlings after fire. Factors like intensity and frequency of disturbance may explain the different behavior in natural regeneration after fire in structural attributes and the species that settled during two years after fire in the different ecological environments.

Keywords: Resilience. Diversity. Dynamic and Tropical Seasonal Forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Disposição aproximada das parcelas na área de estudo no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG. 1a) - foto satélite da área de estudo. 1b) - vista panorâmica da área de estudo demonstrando os oito ambientes ecológicos. Legenda: F (fogo); NF (não fogo).43
- Figura 2** Curvas de rarefação para riqueza específica média em a) 1NF, b) 2F, c) 3F E d) 4F, para o fragmento florestal natural do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.48
- Figura 3** Curvas de rarefação para riqueza específica média em a) 5F, b) 6F, c) 7F E d) 8F, para o fragmento florestal natural e fisionomias abertas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....49
- Figura 4** Curvas de rarefação para diversidade específica média em a) 1NF, b) 2F, c) 3F E d) 4F, para o fragmento florestal natural do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.51
- Figura 5** Curvas de rarefação para diversidade específica média em a) 5F, b) 6F, c) 7F E d) 8F, para o fragmento florestal natural e fisionomias abertas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.52
- Figura 6** Distribuição dos indivíduos (eixo y) em 5 classes de altura (≤ 15 cm; 15-30 cm; 30-100 cm; 100-300 cm; >300 cm, eixo x) de quatro ambientes: a) 1NF; b) 2F; c) 3F; d) 4F, nos três anos de amostragem (2012, 2013 e 2014). ...56
- Figura 7** Distribuição dos indivíduos (eixo y) em 5 classes de altura (≤ 15 cm; 15-30 cm; 30-100 cm; 100-300 cm; >300 cm, eixo x) de quatro ambientes: a) 6F; b) 4F; c) 8F; d) 7F, nos três anos de amostragem (2012, 2013 e 2014).57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Dados descritivos e estruturais dos oito ambientes no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. D = densidade; Do = dominância; N = número de indivíduos; H = Índice de Shannon Winner (H'); J = Equabilidade de Pielou (J'); R = riqueza de espécies.....54

Tabela 2 Parâmetros de dinâmica de quatro ambientes (1NF, 2F, 3F e 5F) em dois intervalos de tempo (2012-2013 e 2013-2014) para número de indivíduos e área basal. NI = Número de indivíduos; Mor. (mor.)= Mortalidade; Rec. (rec.) = Recrutamento; Sobr.=Sobreviventes; T. = Taxa; m.líq.= Mudança Líquida; I. = Incremento; D. = Decremento; AB. = Área basal; p.= perda; g.= ganho; 1—2=2012-2013; 2—3=2013-2014.59

Tabela 3 Parâmetros de dinâmica de quatro ambientes (Mata Ciliar, Pteridium, Ecótono e Campol) em dois intervalos de tempo (2012-2013 e 2013-2014) para número de indivíduos e área basal. NI = Número de indivíduos; Mor. (mor.)= Mortalidade; Rec. (rec.) = Recrutamento; Sobr.=Sobreviventes; T. = Taxa; m.líq.= Mudança Líquida; I. = Incremento; D. = Decremento; AB. = Área basal; p.= perda; g.= ganho; 1—2=2012-2013; 2—3=2013-2014.....60

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	14
1 INTRODUÇÃO	14
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 O papel do distúrbio na manutenção de sistemas vegetais.	16
2.2 Distúrbios e padrões de grupos funcionais na regeneração de florestas tropicais: mecanismos que promovem a coexistência de espécies e a diversidade em comunidades.....	19
2.3 O efeito do fogo na vegetação e o comportamento da regeneração natural	24
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
4 REFERÊNCIAS	29
1 INTRODUÇÃO	36
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
2.1 Característica da área de estudo	38
2.2 Caracterização dos ambientes	40
2.3 Amostragem.....	41
2.4 Análise dos dados.....	44
3 RESULTADOS.....	46
3.1 Padrões de riqueza e diversidade de regenerantes arbóreos	46
3.2 Estrutura dos ambientes ecológicos.....	50
3.3 Dinâmica da regeneração natural	55
4 DISCUSSÃO.....	58

5	CONCLUSÃO	68
6	REFERÊNCIAS	68
	ANEXO	76

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

O fascínio pela biodiversidade nas florestas tropicais tem chamado a atenção principalmente de ecólogos vegetais, que dedicam suas vidas na compreensão da distribuição e organização estrutural das comunidades vegetais. Tal organização compõe as florestas tropicais, que são vistas como um sistema natural com entrada e saída de energia. Esse sistema abrange uma enorme quantidade de organismos que dependem de sua dinâmica, as interações entre os organismos e o meio ao qual estão estabelecidos.

Duas perguntas os pesquisadores buscam responder: qual a causa desta diversidade? O que mantém essa diversidade nos trópicos? Está claro, segundo a ecologia básica, que em condições ótimas e qualidade na disponibilidade de recursos, como temperatura e água, respectivamente, os organismos possuem um potencial máximo de suas atividades (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Assim, compreendemos a alta produtividade de sistemas nos trópicos e a velocidade com a qual o ciclo de matéria e energia acontece, mas e a diversidade? Uma vez que todos os organismos estão debaixo de tais condições ótimas, como é possível tamanha coexistência entre as espécies? Várias hipóteses têm sido criadas para tentar explicar o motivo da riqueza de espécies encontradas nas regiões tropicais. Elas variam desde a diferenciação de subdivisões no habitat até alterações constantes nas condições do ambiente (CONNEL, 1978), o que faz com que as interações existentes entre essas espécies sejam afetadas no espaço e no tempo, consequentemente alterando a composição e o número de espécies.

A modificação do sistema pela alteração abrupta de recursos e condições é chamada de distúrbio (CLARK, 1990; SHEIL; BURSLEY, 2003). Os distúrbios são eventos que afetam toda organização biológica e a sua dinâmica. Esses eventos ocorrem de forma natural ou antrópica (CHAZDON, 2003). Entre os diversos tipos de distúrbio, o fogo é um distúrbio que está inserido nos ecossistemas (BOWMAN, 2009), sendo responsável por modificações de fisionomias vegetais (HOFFMAN et al, 2012; WOOD; BOWMAN, 2012) e é considerado parte da dinâmica da vegetação (COCHRANE, 2009). A região tropical atualmente é a maior região de ocorrência do fogo, afetando toda biodiversidade incluindo mamíferos, répteis, aves e plantas (COCHRANE, 2009) principalmente pela capacidade de alterar as condições e os recursos do habitat desses organismos, sendo capaz até mesmos de alterar a fisionomia da vegetação (WARMAN; MOLES, 2009).

Com o presente trabalho objetivou-se estudar o papel do distúrbio fogo na dinâmica da comunidade regenerante das espécies florestais; na sua composição, estrutura e diversidade em diferentes ambientes ecológicos. A dissertação está estruturalmente compreendida: (1) referencial teórico e (2) capítulo sobre a estrutura, dinâmica e diversidade dos ambientes ecológicos após o fogo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Vale ressaltar que a revisão bibliográfica será dividida em três seções. O papel e a importância dos distúrbios em comunidades vegetais e as teorias relacionadas à coexistência de espécies, gargalos que atuam nos primeiros estágios da regeneração. Na terceira seção será abordado especificamente o fogo e seu papel na regeneração natural.

2.1 O papel do distúrbio na manutenção de sistemas vegetais.

As comunidades vegetais são em si, uma unidade de trabalho. O conjunto de espécies que coexistem no espaço e tempo está agrupado por meio de suas interações com outras espécies e com os fatores abióticos (CONNELL; SLATYER, 1977). Esse conjunto de espécies, em seu maior ou menor grau de abundância, presta serviços funcionais ao seu ecossistema e tais serviços tendem a manter a sua estabilidade (WALKER; KINZING; LANGRIDGE, 1999). Dissociações destas redes de interações são causadas por distúrbios, afetando toda organização biológica e os fatores relacionados, conferindo um instante de não equilíbrio do sistema (COLLINS; GLEEN, 1997). Tais distúrbios podem ser definidos como um evento abrupto que causa modificações na estrutura física do ambiente como a vegetação e a superfície do solo (CLARK, 1990) que pode causar uma realocação dos recursos de um sistema (SHEIL; BURSLEY, 2003). Clark (1990) infere sobre o evento ser abrupto, repentino, pois mudanças graduais existem como a sazonalidade em regiões temperadas, não sendo, portanto, um distúrbio. A ideia de realocação dos recursos por Sheil e Bursley (2003) elucidada que um distúrbio não necessariamente causa uma disfunção no ecossistema, mas pode prejudicar ou beneficiar uma dada espécie, pode incrementar temporalmente a quantidade de nutrientes de um dado local ou removê-lo. Assim, ocorrendo um distúrbio, o ecossistema pode responder pela complementaridade do nicho, ou seja, ao modificar a disponibilidade de recurso, um grupo dominante no ecossistema vem a sofrer redução, mas outro grupo menos dominante é beneficiado aumentando seu valor no sistema promovendo sua estabilidade funcional (WALKER; KINZING; LANGRIDGE, 1999; WHITE; JENTSCH, 2001).

Na regeneração de florestas tropicais, interações bióticas como polinização e dispersão são importantes para definir o estabelecimento de

plântulas e o distúrbio exerce um papel fundamental (CLARK, 1990; GRUBB, 1977). Algumas interações como predação, herbivoria e ação de patógenos são consideradas como distúrbios bióticos (CLARK, 1986). A importância do impacto de distúrbios nos primeiros estágios de vida de uma planta é devido à sua ampla ocorrência e variações espaço temporais, em diferentes escalas; presente em todos os ecossistemas e todos os níveis ecológicos (WHITE; JENTSCH, 2001). Exemplos de distúrbios variam desde terremotos, furacões, inundações, erupções vulcânicas e fogo a aberturas de clareiras por quedas de árvores, queda de galhos e folhas (CHAZDON, 2003; DRAKE; PRATT, 2001). Além destes, ainda o distúrbio causado pelo homem, como pastagens, extração de madeira, alta fertilização dos solos, entre outros (CHAZDON, 2003). Distúrbios como o fogo, são uma das principais causas da heterogeneidade dos ecossistemas, influenciando o ambiente na formação de mosaicos temporais durante a sucessão primária e secundária (CHAZDON, 2008; CLARK, 1986; WHITE; JENTSCH, 2001) e os mosaicos espaciais como variedade nas interações, disponibilidade de substrato e recursos (WHITE; JENTSCH, 2001).

Os estudos que envolvem os distúrbios e a dinâmica da comunidade variam conforme a escala. Connel e Grenn (2000) abordam que as escalas são importantes na observação de fenômenos biológicos. De acordo com o autor supracitado, uma observação em curto período e em pequenas áreas refletirá em uma insuficiência na determinação de eventos raros ou processos longos. Por outro lado, uma observação em intervalos maiores pode perder processos curtos, que ocorrem pontualmente. Embora existam processos relativamente rápidos, seu efeito pode ser significativo em longo prazo (CONNEL; GRENN, 2000). Segundo Kariuki e Kooyman (2005), após quarenta anos de uma extração madeireira, um estágio sucessional avançado de uma floresta subtropical ainda

sofria os efeitos do distúrbio passado com o aumento da densidade de espécies pioneiras em indivíduos acima de 10 cm de diâmetro.

Distúrbios que possuem precedente histórico no ecossistema, como o fogo (TURNER et al., 1998; WOOD; BOWMAN, 2012), produzem respostas diferentes dos distúrbios sem precedente histórico. Quando o distúrbio frequente ocorre, as espécies respondem com respostas adaptadas a estes e caso os distúrbios raros ou sem precedente histórico ocorram, respostas diferentes podem ser encontradas, como por exemplo, a mudança da trajetória sucessional (MESQUITA et al, 2001; WHITE; JENTSCH, 2001). Esse é o caso de duas áreas abandonadas na Amazônia, Brasil, com histórico de diferentes distúrbios, corte-raso e pastagem que foram dominadas por espécies pioneiras do gênero *Vismia* (HYPERICACEAE), dominante em uma das áreas, e do gênero *Cecropia* (URTICACEAE), dominante na outra área. As duas áreas ao longo da sucessão ecológica possuíram composição, riqueza e abundância diferente devido às características e história de vida singular das espécies dominantes, o que causou a mudança da trajetória sucessional (MESQUITA et al., 2001).

Distúrbios de maiores escalas, como o fogo, furacões, terremotos, inundações e erupções vulcânicas são peculiares e diferentes modelos de dinâmica têm sido propostos comparados aos modelos para dinâmica de clareiras ou outros distúrbios de menores escalas (TURNER et al., 1998). O mosaico após esses distúrbios é proporcional à sua intensidade nas diferentes regiões da unidade paisagística (CHAZDON, 2003). A erupção vulcânica no Abraham Plain of Mount St. Helens, em Washington, 1980, provocou diferentes estágios sucessionais conforme a diferença na intensidade com a qual o magma atingiu as áreas (DEL MORAL; BLISS, 1993). Assim, a erupção vulcânica influenciou na criação de ambientes heterogêneos (DEL MORAL; BLISS, 1993).

Autores sugerem que a diferença entre a sucessão secundária e primária está justamente na presença de resíduos, ou seja, de indivíduos remanescentes e seus propágulos, além de banco de sementes (CHAZDON, 2003; DEL MORAL; BLISS, 1993; TURNER et al., 1998). Os indivíduos remanescentes são importantes pela sua capacidade de rebrota e potencial dos bancos de sementes (CHAZDON, 2003).

Modelos de uma forma geral para distúrbio de largas escalas consideram três fatores cruciais: intensidade, tamanho e frequência (TURNER et al., 1998), (1) - a intensidade primeiramente define a abundância dos remanescentes e que junto ao conjunto de características do solo (umidade, textura e nutrientes), definirá a rota sucessional; (2) - o tamanho do distúrbio- escala espacial- em que quanto maior a largura da área afetada menor a colonização por propágulos dependentes da distância de áreas vizinhas não perturbadas, além de resíduos mais espaçados e em menores quantidades; e (3) - a frequência do distúrbio - escala temporal- que pode alterar a composição de espécies e a rota sucessional devido tanto ao aumento quanto a diminuição de distúrbios diante de uma determinada ocorrência (TURNER et al., 1998). A frequência do distúrbio é uma realidade em sistemas com fogo, como no mosaico floresta-savana, em que a frequência de queimadas determina estados da vegetação, que podem se alternar se a frequência é modificada tratados adiante (WARMAN; MOLES, 2009; WOOD; BOWMAN, 2012).

2.2 Distúrbios e padrões de grupos funcionais na regeneração de florestas tropicais: mecanismos que promovem a coexistência de espécies e a diversidade em comunidades.

Existem várias hipóteses para explicar a distribuição da riqueza de espécies e o padrão de diversidade de florestas tropicais (SHEIL, 2001; SHEIL; BURSLEY, 2003). Algumas dessas hipóteses estão diferenciadas em dois grupos principais: hipóteses do equilíbrio e não-equilíbrio (CONNEL, 1978). A visão do equilíbrio compreende que a diversidade é maior na comunidade em um momento de estabilidade do sistema em um estágio avançado de sucessão após recuperação de um distúrbio; e a visão do não equilíbrio compreende que a diversidade é maior em uma frequência intermediária de alterações provocadas pelos distúrbios, antes de alcançar o equilíbrio (COLLINS; GLENN, 1997; CONNEL, 1978). A hipótese do distúrbio intermediário trata de uma hipótese de não-equilíbrio em que a premissa é de que uma alta diversidade é mantida em níveis intermediários de alterações e que, na ausência ou alta frequência de distúrbios, grupos funcionais de espécies serão beneficiadas em algum momento e prevalecerão dominantes sobre outras, diminuindo portanto, a diversidade (CONNEL, 1978). Tal hipótese assume que a diversidade de espécie é reduzida pela competição (COLLINS; GLENN, 1997). Portanto, ao longo da sucessão existem grupos distintos na forma como investem sua energia: na capacidade de competir quando há limitação de recursos ou na capacidade de tolerar distúrbios quando há recursos disponíveis (COLLINS; GLENN, 1997).

Enggeling (1947) foi o primeiro a observar e descrever o fenômeno de mudança da composição florística durante a sucessão florestal, e Connel (1978), o primeiro a propor um modelo entre diversidade e distúrbio. Esse modelo de diversidade em uma sucessão é abordado por Sheil (2001) e citado por Kariuki e Kooyman (2005) como modelo “rise and fall” em que a riqueza aumenta após um distúrbio com dispersão e ocupação das espécies e depois é perdida por competição na ausência de distúrbio. O modelo “rise-and-fall” é proposto não só para riqueza, como também densidade de indivíduos arbóreos (DESLOW, 1995;

KARIUKI; KOOYMAN, 2005; SHEIL, 2001). Para Sheil e Bursley (2003), a hipótese do Distúrbio Intermediário (HDI) foi proposta com o objetivo de elucidar como as espécies evitam a exclusão competitiva pela coexistência por meio de um nicho temporal. As espécies se diferenciam nas suas exigências e tolerâncias em relações às condições e aos recursos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007) no tempo, assim, competidores fracos “desviam” da competição por meio de estratégias como, por exemplo, a dormência em bancos de sementes e baixa longevidade dos adultos (SHEIL; BURSLEY, 2003).

Os exemplos acima se referem a eventos que ocorrem temporalmente após distúrbio. Entretanto, o modelo proposto por Connel (1978) é mais amplo, pois abrange a frequência do distúrbio e o seu tamanho. O autor propõe não só maior diversidade no tempo intermediário após distúrbio, mas também distúrbios em uma frequência intermediária e tamanhos intermediários para encontrar em comunidades maior diversidade. Collins, Glenn e Gibson (1995) testaram dois aspectos da HDI em relação a diversidade; a frequência do fogo e o estado da comunidade em períodos diferentes após sua ocorrência na vegetação. Os autores encontraram maior diversidade em um tempo intermediário após o distúrbio, mas não o mesmo para a frequência, ou seja, em níveis intermediários de ocorrência de fogo.

Reiterando a hipótese HDI, seu objetivo foi compreendido como uma explicação da coexistência das espécies evitando a exclusão competitiva e por meio de alterações com frequências intermediárias de distúrbios seria um momento com maior diversidade (CONNEL, 1978; SHEIL; BURSLEY, 2003). Seu fundamento tem antecedentes como a ideia da espécie fugitiva (HUTCHINSON, 1959) e das espécies r-k estrategistas (MAC ARTHUR; WILSON, 1967). As estratégias r-k se enquadram no modelo “rise-and-fall” abordado por Sheil (2001), espécies colonizadoras como as pioneiras

(estrategistas r, grande produção de sementes e crescimento rápido) na fase regenerativa após distúrbio ganham espaço aumentando a diversidade até um ponto em que começam perder por competição ao longo da sucessão por espécies tolerantes à sombra (estrategistas k, baixa produção de sementes e crescimento lento) decaindo a diversidade (DESLOW, 1995; TILMAN, 1994). Assim, há um “trade-off” entre as habilidades de dispersão (pioneiras) e habilidades de competição (tolerantes à sombra), o que promoveria a coexistência (MAC ARTHUR; WILSON, 1967; TILMAN, 1994).

Hubbel (1997), ao testar a HDI não encontrou correlação de maior diversidade com distúrbios intermediários de aberturas de clareiras em uma floresta na Ilha de Barro Colorado. Sua explicação é que outros fatores que não os distúrbios afetaram a diversidade, como a limitação da dispersão e limitação do recrutamento das espécies. Seu argumento é que a HDI pode explicar a coexistência de guildas de regeneração tratados anteriormente (TILMAN, 1994), o que reflete na história de vida, porém, não no aumento da diversidade. A abertura de clareira, por exemplo, permite a chegada de espécies pioneiras (SCHNITZER; CARSON, 2001), mas não infere sobre a riqueza dessas espécies (HUBBEL, 1997). Fica claro que não só distúrbios explicam a coexistência das espécies evitando a exclusão competitiva, mas também processos que na propagação e estabelecimento das espécies nas comunidades vegetais (HUBBEL, 1997; HURT; PACCALA, 1995).

Segundo Hubbel (1997), uma vez que há limitação de recrutamento e dispersão, o distúrbio não influencia na regulação da diversidade. Em uma floresta tropical úmida em Guiana Francesa, semelhante à floresta de Barro Colorado, América Central, Molino e Sabatier (2001) encontraram resultados diferentes quanto ao distúrbio de clareiras e a diversidade da regeneração de espécies de plantas. Os autores apontaram que o tamanho intermediário de

clareiras foi a responsável pela diversidade da regeneração da floresta (MOLINO; SABATIER, 2001), diferente do encontrado em Barro Colorado (HUBBEL, 1997). Os autores sugeriram que tal diferença entre as florestas seria devido à menor riqueza de espécies heliófitas, mais espécies tolerantes à sombra e maior riqueza geral nas florestas de Guiana Francesa (MOLINO; SABATIER, 2001). Assim, a floresta de Barro Colorado (HUBBEL, 1997), por ter sofrido uma mudança na riqueza com maior número de espécies heliófitas, por meio de um regime intensivo de um distúrbio de longa duração, a abertura de uma clareira influenciaria na riqueza de espécies entendido *a priori* como limitação no recrutamento, mas tal influência se daria principalmente devido à distância da fonte de propágulo causado pelo distúrbio passado (CHAZDON, 2003; MOLINO; SABATIER, 2001).

A diferença dos resultados encontrados das duas florestas citadas acima poderia ser pela a influência do método utilizado e a escala do trabalho (SHEIL; BURSLEY, 2003). Embora Schnitzer e Carson (2001) não tenham encontrado relação de tamanho de clareiras com a diversidade da guilda de espécies climáticas, a manutenção da diversidade de espécies pioneiras e lianas foram fortemente relacionadas com o tamanho das clareiras. Nas florestas de Gana, Bongers et al. (2009) em uma grande escala, estudaram o gradiente de precipitação e observaram que a resposta ao distúrbio variou entre as florestas tropicais úmidas e secas. Deslow (1995), estudando na floresta tropical úmida da Costa Rica avaliou indiretamente o efeito do distúrbio na diversidade por meio da densidade de indivíduos arbóreos em uma relação positiva entre abundância e riqueza de espécies. Após o distúrbio, a densidade aumentou o que levou a um aumento da diversidade (DESLOW, 1995). O autor concluiu que florestas com alta rotatividade de indivíduos, resultado de distúrbios frequentes, aumenta a

heterogeneidade ambiental e conseqüentemente, mantém não só alta densidade como também a diversidade de espécies vegetais (DELSOW, 1995).

Além de distúrbios e processos que influenciam na propagação e estabelecimento das espécies (limitação de recrutamento e limitação de dispersão), mecanismos dependentes da densidade podem promover a coexistência entre as espécies e diversidade nas florestas tropicais (WARNER; CHESSON, 1985; WEBB; PEART, 1999). Tais mecanismos dependentes de densidade podem explicar porque espécies raras não extinguem e espécies dominantes são limitadas no seu crescimento (WEBB; PEART, 1999). Webb e Peart (1999) encontraram estudando indivíduos regenerantes em diferentes escalas tendências compensatórias na sobrevivência das plântulas em que espécies mais abundantes obtiveram maior mortalidade de plântula. A flutuação no recrutamento nas espécies, segundo Warner e Chesson (1985), também pode promover coexistência, porque períodos de alta reprodução compensam os períodos de baixa reprodução, uma vez que a boa fase de recrutamento possui maior probabilidade de sobrevivência e adultos sobreviventes sobrepe várias gerações, fenômeno chamado de efeito do armazenamento, segundo os autores.

Vários mecanismos têm sido propostos para explicar a diversidade de florestas tropicais, a importância do distúrbio nesta organização da comunidade e sua influência nas guildas de regeneração, porém, a diferença entre os resultados da literatura citada nos leva a entender que vários processos ainda precisam ser determinados e padrões esclarecidos nas florestas tropicais.

2.3 O efeito do fogo na vegetação e o comportamento da regeneração natural

A ecologia do fogo tem sido estudada para entender seus efeitos. O regime do fogo, nome criado para uma série de características como, intensidade,

severidade, frequência, extensão, sazonalidade e intervalo (COCHRANE, 2009), determinam e influenciam o sucesso da regeneração. Por exemplo, em ambientes queimados com alta severidade, a regeneração após fogo é menor, com um menor número de indivíduos regenerantes (CROTTEAU; VARNER; RITCHIE, 2013). Já a frequência do fogo ao longo do tempo está relacionada com a ocorrência de espécies com comportamentos diferentes, como as espécies exigentes de luz e tolerantes à sombra (HUTCHINSON et al., 2012).

O regime do fogo também influencia na composição florística afetando a interação entre espécies vegetais (ASCOLI et al, 2013; HUNTCHINSON et al., 2012). O fogo na Floresta de Carvalhos ao longo do tempo atuou como uma ferramenta possibilitando aos competidores fracos (sassafrás, *Quercus* sp.) ganharem vantagem na competição contra competidores fortes, espécies tolerantes à sombra (HUNTCHINSON et al., 2012). Interações como a facilitação também tem sido encontrada após fogo por espécies pioneiras nos Alpes sulinos, na Itália (ASCOLI et al., 2013).

Os atributos que compõe o regime do fogo podem variar entre si, por exemplo, Balch et al. (2008) estudando as florestas amazônicas, observaram que aumentando a frequência de queimadas poderiam diminuir sua intensidade, ao analisar a quantidade de combustível encontrado nos ambientes de diferentes frequências de queimadas. Portanto, essa variação até certo ponto, pode levar a um aumento da riqueza de espécies e da diversidade diminuindo a intensidade do fogo e aumentando sua frequência, o que pode ser explicado pela Hipótese do Distúrbio Intermediário (tratado no tópico acima) (PEIXOTO et al., 2012). Estes autores encontraram maior riqueza e diversidade em uma área com maior frequência de fogo e menor intensidade, ressaltando que a continuidade das queimadas poderiam causar alterações florísticas expressivas na região (PEIXOTO et al., 2012).

Após o fogo, espécies vegetais utilizam estratégias diferentes conforme sua intensidade como rebrotas vegetativas ou como a reprodução sexual e formação de sementes (OTILIA; MERCEDES, 2008). Estas estratégias são consequências de um “trade-off” entre habilidade de aumentar a biomassa e a produção de sementes após fogo em relação à sua intensidade (OTILIA; MERCEDES, 2008). Embora alguns trabalhos não tenham encontrado nenhuma diferença na diversidade, riqueza e estrutura entre comunidades vegetais intactas naturalmente e antropicamente perturbadas, a composição de espécies pode ser significativamente diferente (MARTINI et al., 2007; WALKER; NERIAS, 1973). Em um remanescente de floresta atlântica na Bahia, Brasil, Martini et al. (2007), comprovaram que as espécies possuem estratégias diferentes para se estabelecerem no ambiente, variando a composição da comunidade.

O fogo, dentro do contexto de queimadas naturais, recentemente tem sido considerado como parte da dinâmica de uma vegetação (COCHRANE, 2009). Pesquisas têm mostrado que a prevalência de algumas fisionomias savânicas no cerrado brasileiro é devido à periodicidade do fogo, impedindo a sucessão para fisionomias florestais (HOFFMAN et al., 2012). De forma antagônica tem-se o avanço das florestas sobre as savanas, que pode ocorrer por meio de dois mecanismos: resistência ao fogo, no nível de indivíduo, quando a planta possui o súber espesso para impedir a morte do ritidoma, e supressão do fogo, no nível de ecossistema, quando o dossel florestal está formado prevenindo a presença de capim (HOFFMAN et al., 2012), um dos fortes combustíveis para queimadas (D’ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

Existe um paradigma na ecologia do fogo (COCHRANE, 2009; DONATO et al., 2006), em que apesar da exclusão deste permitir a consolidação da formação florestal (HOFFMAN, 2012; SCHOLES; HARCHER, 1997), o acúmulo de biomassa provocado pode desencadear subsequentes queimadas com

maiores intensidades (PINHEIRO; DURIGAN, 2009). Além disso, estudos como o de Coop, Massatti e Schoettle (2010) sugerem que a supressão do fogo pode diminuir a diversidade, principalmente pela persistência de poucas espécies dominantes.

Em uma área na Estação Ecológica de Assis, no estado de São Paulo, Pinheiro e Durigan (2009), mostraram ao longo de 44 anos como a supressão do fogo influenciou na transição entre as fitofisionomias do cerrado brasileiro. A formação savânica, com predominância de indivíduos herbáceos, arbustos e árvores espaçadas, ao longo do tempo foi substituída pela formação florestal, o Cerradão, com predominância de indivíduos e espécies arbóreas (PINHEIRO; DURIGAN, 2009). Da mesma forma, no cerrado do Brasil, Geiger et al. (2011) encontraram, após 35 anos de supressão do fogo, o avanço significativo de espécies florestais, principalmente na fase regenerante, demonstrando um declínio da riqueza de espécies em um futuro próximo com a ausência do fogo. Uma vez que há supressão do fogo e a luminosidade diminui e aumenta o sombreamento, as espécies adaptadas à vegetação campestre e *strictu sensu* do cerrado são impossibilitadas de se estabelecerem na regeneração pela baixa habilidade de sobreviver em condições sombreadas (HOFFMAN, 2000). Assim, a regeneração é desprovida das mesmas na fisionomia florestal com um baixo recrutamento, fazendo do fogo um componente importante na determinação da vegetação (GEIGER et al, 2011; HOFFMAN, 2000).

Enquanto a supressão do fogo favorece o estabelecimento de um grupo de espécies, o inverso acontece com o aumento da frequência de queimadas (COCHRANE, 2003). Quanto mais uma área sofre queimada, mais ela se diferencia da composição e estrutura original (BARLOW; PERES, 2008). Barlow e Peres (2008), em um estudo realizado na Floresta Amazônica, observou um efeito cascata que provoca a “savanização” do ecossistema. Este

processo pode modificar o ambiente de tal forma que a capacidade de resiliência e o consequente processo de sucessão do bioma afetado são interrompidos e novas características ambientais conseguem se formar no tempo e espaço, substituindo o anterior, como um “estado estável alternativo” (WARMAN; MOLES, 2009; WOOD; BOWMAN, 2012).

Além dos eventos externos como queimadas, os atributos internos como as características das espécies, suas adaptações e tolerância ao fogo, contribuem para moldar os biomas em um processo de retroalimentação positiva (WARMAN; MOLES, 2009). Quanto mais frequente é o fogo, mais espécies pirofílicas ganham espaço tornando o ambiente cada vez mais favorável a novas ocorrências de queimadas (WARMAN; MOLES, 2009). O inverso ocorre com a supressão do fogo e aumento da umidade. Tais ambientes tornam-se mais propícios às espécies pirofóbicas, o que aumenta cada vez mais sua umidade, consequentemente dificultando a ocorrência de um novo incêndio (WARMAN; MOLES, 2009). Não sendo o distúrbio suficiente para provocar a transição entre formações, a capacidade de resiliência do estado permanente conduzirá ao processo sucessional (CAMARGOS et al., 2010; MARTINS et al., 2002). A regeneração após o fogo será mais efetiva nas vegetações quanto mais indivíduos arbóreos sobreviventes estiverem presentes para servir como fonte de propágulos, além da capacidade de alguns rebrotarem (CAMARGOS et al., 2010; CHAZDON, 2003; MARTINS et al., 2002). Xavier, Anselm e Javier (2007), encontraram que o sucesso da regeneração depende do tipo de vegetação antes da sua ocorrência, além do regime do fogo. Segundo eles, a regeneração de comunidades vegetais é mais rápida quando as espécies dominantes na vegetação pré fogo persistem após queimadas e quando maior número de espécies que se dispersam por sementes fazem parte da composição original da comunidade (XAVIER; ANSELM; JAVIER, 2007).

A grande questão é que mesmo após a aparente destruição causada pelo fogo, em algum lugar de alguma forma o processo regenerativo dá início e desencadeia uma sequência de interações e ao longo do tempo esse conjunto de interações culmina em um ecossistema regenerado (LINDENMAYER et al., 2010). O estudo da ecologia do fogo busca compreender os processos que interligam o comportamento do fogo e seus efeitos ecológicos na vegetação (COCHRANE, 2009).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão bibliográfica anterior foi escrita para identificar a importância de se estudar os fenômenos e processos que agrupam as comunidades vegetais e o papel dos distúrbios nesses processos. Assim como demonstrado, o distúrbio exerce um grande papel na manutenção da biodiversidade e várias hipóteses buscam explicar a coexistência de espécies e a alta diversidade nas florestas tropicais. A busca por entender o equilíbrio dos sistemas quanto à diversidade, estrutura e composição e o papel do distúrbio nessa manutenção ainda avança no campo do conhecimento da ecologia vegetal e muito trabalho ainda precisa ser realizado.

4 REFERÊNCIAS

ASCOLI, D. et al. Post-fire restoration of beech stands in the Southern Alps by natural regeneration. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 54, p. 210–217, 2013.

BALCH, J. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, p. 2276-2287, 2008.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in a Amazonian forest. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, London, v. 363, p. 1787-1794, 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.

BONGERS, F. et al. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 798–805, 2009.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the earth system. **Science**, Washington, v. 324, p. 481–484, 2009.

CAMARGOS, V. L. et al. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 1055 -1063, 2010.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Sussex: BlackWell, 2008. p. 384-408.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary tropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, London, v. 362, p. 273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human intervention and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, p. 51- 71, 2003.

CLARK, D. A. Regeneration of canopy trees in Tropical Wet Forests. **Tree**, Amsterdam, v. 1, n. 6, p. 150-154, 1986.

CLARK, D. B. The role of disturbance in the regeneration Neotropical Moist Forest. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: Unesco, 1990. p. 291-315.

COCHRANE, M. Fire science for rainforests. **Nature**, London, v. 421, p. 913-919, 2003.

COCHRANE, M. **Tropical fire ecology**: climate change, land use and ecosystem dynamics. New York: Springer, 2009. 682 p.

COLLINS, S. L.; GLENN, S. M.; GIBSON, D. J. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. **Ecology**, Durham, v. 76, n. 2, p. 486-492, 1995.

COLLINS, S. L.; GLENN, S. M. Intermediate Disturbance and its relationship to within- and between- patch dynamics. **New Zealand Journal of Ecology**, Christchurch, v. 21, n. 1, p. 103-110, 1997.

CONNEL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONNEL, J. H.; GRENN, P. T. Seedling Dynamics over Thirty-Two Years in a Tropical Rain Forest Tree. **Ecology**, Durham, v. 81, n. 2, p. 568-584, 2000.

CONNEL, J. H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, Nov./Dec. 1977.

COOP, J. D.; MASSATTI, R. T.; SCHOETTLE, A. W. Subalpine vegetation pattern three decades after stand-replacing fire: effects of landscape context and topography on plant community composition, tree regeneration, and diversity. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, p. 472-487, 2010.

CROTTEAU, J. S.; VARNER, J. M.; RITCHIE, M. W. Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 287, p.103-112, 2013.

D'ANTÔNIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 23, p. 63-87, 1992.

DEL MORAL, R.; BLISS, L. C. Mechanisms of primary succession: insights resulting from the eruption of Mount St. Helens. **Advances in Ecological Research**, London, v. 24, p. 1-66, 1993.

DESLOW, J. S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.

DONATO, D. C. et al. Post-Wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. **Science**, Washington, v. 311, p. 352, 2006.

DRAKE, D. R.; PRATT, L. H. Seedling mortality in hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. **Biotropica**, Washington, v. 33, n. 2, p. 319–323, 2001.

EGGELING, W. J. Observations on the ecology of the Budongo Rain Forest, Uganda. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 34, p. 20–87, 1947.

GEIGER, E. L. et al. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 22, p. 312–321, 2011.

GRUBB, P. J. The Maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 52, p. 107-145, 1977.

HOFFMAN, W. A. Post-Establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: a comparison of Savanna and Forest Species. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 1, p. 62-69, 2000.

HUBBEL, S. P. Niche assembly, dispersal limitation and the maintenance of the diversity in tropical communities and coral reefs. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 1., 1997, Panama. **Proceedings...** Panama: University of Panama, 1997. p. 387-396.

HURT, J. C.; PACALA, S. W. The Consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between. **Plants Journal of Theoretical Biology**, London, v. 176, p. 1-12, 1995.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? **American Naturalist**, Chicago, v. 93, n. 870, p. 145-159, may/June 1959.

HUTCHINSON, T. F. et al. Long-term (13-year) effects of repeated prescribed fires on stand structure and tree regeneration in mixed-oak forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 286, p. 87–100, 2012.

KARIUKI, M.; KOOYMAN, R. M. Floristic changes and regeneration patterns for a 12-year period during the 3rd and 4th decades following selection logging in a subtropical rainforest. **Austral Ecology**, Carlton, v. 30, p. 844–855, 2005.

LINDENMAYER, D. et al. **Forest Phoenix**: how great forest recovers after the wildfire. Melbourne: Csiro, 2010. 128 p.

MAC ARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967. 201 p.

MARTINI, A. M. Z. et al. Community structure of vascular plants in treefall gaps and fire-disturbed habitats in the Atlantic rainforest, southern Bahia, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 303-313, 2007.

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

MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 89, p. 528–537, 2001.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, Washington, v. 294, p. 1702–1704, 2001.

OTILIA, R.; MERCEDES, C. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 19, p. 575-583, 2008.

PEIXOTO, K, S. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

SCHINITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall gaps and the Maintenance of species diversity in a Tropical Forest. **Ecology**, Durham, v. 82, n. 4, p. 913–919, 2001.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-Grass Interactions in Savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 517-544, 1997.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.18, n.1, p. 18-26, Jan. 2003.

SHEIL, D. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 155, p. 183–199, 2001.

TILMAN, D. Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. **Ecology**, Durham, v. 75, n. 1, p. 2-16, Jan. 1994.

TURNER, M. G. et al. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 511–523, 1998.

WALKER, B.; KINZING, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, New York, v. 2, p. 95–113, 1999.

WALKER, L. R.; NERIS, L. E. Post hurricane seed rain dynamics in Puerto Rico. **Biotropica**, Washington, v. 25, p.408-418, 1993.

WARMAN, L.; MOLES, A. T. Alternative stable states in Australia's Wet Tropics: a theoretical framework for the field data and a field-case for the theory. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 1–13, 2009.

WARNER, R. R.; CHESSON, P. L. Coexistence Mediated by Recruitment Fluctuations: A Field Guide to the Storage Effect. **The American Naturalist**, Chicago, v. 125, n. 6, p. 769-787, 1985.

WEBB; C. O.; PEART, D. R. Seedling Dense Dependence Promotes Coexistence of Bornean Rain Forest. **Ecology**, Durham, v. 80, n. 6, p. 2006-2017, 1999.

WHITE, P. S.; JENTSCH, A. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. **Ecology**, Durham, v. 62, p. 399-450, 2001.

WOOD, S. W.; BOWMAN, D. M. J. S. Alternative stable states and the role of fire–vegetation–soil feedbacks in the temperate wilderness of southwest Tasmania. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 27, p. 13–28, 2012.

XAVIER, A.; ANSELM, R.; JAVIER, R. Post-fire regeneration of Mediterranean plant communities at a regional scale is dependent on vegetation

type and dryness. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 18, p. 111-122, 2007.

CAPÍTULO 2 PADRÕES DE COMUNIDADES VEGETAIS E
DIVERSIDADE DA REGENERAÇÃO NATURAL PÓS FOGO NO PARQUE
ECOLÓGICO QUEDAS DO RIO BONITO, LAVRAS, MG.

1 INTRODUÇÃO

Distúrbios naturais ou antrópicos tem sido considerado uma das principais causas de alterações na comunidade florestal quanto à sua estrutura, diversidade e dinâmica (CHAZDON, 2003, 2008; OLIVEIRA FILHO et al., 2007). As fontes de distúrbio incluem o fogo, tempestades (vendavais, nevascas, tornados e furacões), terremotos, deslizamentos de terra e de lodo, erupções vulcânicas e inundações (CHAZDON, 2003; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009), além de interações como predação, herbivoria e ataque de patógenos

(CLARK, 1986). Cita-se ainda aquelas provocadas pelo homem, como pastagens, extração de madeira e alta fertilização dos solos (CHAZDON, 2003).

Devido às diferentes características reprodutivas das espécies (GRUBB, 1977; YOUNG; EWEL; BROWN, 1987), após um distúrbio, espécies podem ser prejudicadas como também favorecidas. Esta ocorrência é portanto, dependente do regime do distúrbio, ou seja, do tamanho e da frequência com o qual ocorre (DESLOW, 1980; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; WHITE; JENTSCH, 2001). Os diferentes tipos de perturbações e o seu regime afetam os processos de regeneração durante a sucessão ecológica (CHAZDON, 2003, 2012).

Trabalhos têm abordado o papel do distúrbio na manutenção da diversidade, aumentando-a (SHEIL, 2001; SHEIL; BURSLEY, 2003) e evitando a exclusão competitiva das espécies (CONNEL, 1978; DESLOW, 1987; SHEIL; BURSLEY, 2003). Distúrbios de maior intensidade também podem diminuir a diversidade afetando a rebrota e banco de sementes, importantes fontes durante a regeneração (DAVIES et al., 2010; GUARIGUATA; OSTERLAG, 2001; HOFFMAN, 1996; UHL et al., 1981). Além disso, promovem alterações na mortalidade e recrutamento dos indivíduos (FONTES; WALTER, 2011; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; MACHADO; OLIVEIRA FILHO, 2010), aceleração da dinâmica (CARVALHO; FELFILI, 2011; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA; FELFILI, 2008) e mudanças na funcionalidade das comunidades vegetais (OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHNELLI, 2004).

O fogo é um distúrbio inserido no ecossistema, tanto pelas causas naturais como pelo histórico de sua utilização pelo homem (BOWMAN et al., 2009). A região tropical atualmente consta como a maior área de ocorrência do fogo (COCHRANE, 2009). Essa ocorrência implica em maior heterogeneidade

ambiental (DORNELAS; SOYKAN; UGLAND, 2010), o que causa o aumento da densidade, relacionada com maior diversidade e alta rotatividade dos indivíduos e de espécies (DESLOW, 1995). Por outro lado, a supressão do fogo pode diminuir a diversidade (COOP; MASSATTI; SCHOETTLE, 2010; PEIXOTO et al., 2012) e causar mudanças estruturais (MARZANO; LINGUA; GARBARINO, 2012). Por outro lado, sua ocorrência é capaz de modificar a vegetação, alterando a composição florística e alterando fisionomias (GEIGER et al., 2011; WARMAN; MOLES, 2009). Uma vez que o fogo tenha ocorrido, trabalhos sugerem uma recuperação rápida nas florestas brasileiras quanto à sua riqueza (MARTINI et al., 2007; RODRIGUES; MARTINS; MATTHES, 2005). A capacidade de resiliência das comunidades vegetais após fogo possibilita a regeneração da estrutura, dinâmica e diversidade ao longo do tempo (RODRIGUES; MARTINS; MATTHES, 2005; TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Baseado nessas premissas, o presente trabalho busca verificar a hipótese de que o fogo modifica os ambientes ecológicos quanto ao seu (1) - padrão de riqueza e diversidade de espécies arbóreas; (2) - sua funcionalidade das comunidades vegetais (como abundância, densidade e dominância) e em sua dinâmica (mortalidade, recrutamento, rotatividade e mudança líquida) além de verificar a hipótese de que a ocorrência de fogo implica no aumentando da diversidade, segundo o efeito positivo do aumento da densidade dos indivíduos e o aumento da heterogeneidade ambiental.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Característica da área de estudo

A pesquisa foi realizada no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRD), no município de Lavras, coordenadas geográficas 21°20'09.34" Sul e 44°58'49.63" Oeste, com uma área total de 209,7ha. A classificação do clima segundo KOPPEN é Cwb, clima de invernos secos e verões chuvosos, integrado ao Zonobioma II dos biomas Florestas Tropicais Sazonais/Savana (WALTER, 1986). O Parque está localizado na Serra do Carrapato, complexo Serra da Bocaina, altitude média de 950 a 1200 metros (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 1999). As principais rochas de origem são granito gnaisse nas terras mais baixas e quartzitos e micaxistos nas terras mais altas, com predominância de Solos Litólicos álicos e Cambissolos (CURI et al., 1990). A temperatura média da região é de 19,3°C. Em junho, correspondente ao mês mais frio, oscila entre 13 e 16°C e janeiro (mês mais quente) oscila entre 21 e 23°C, sendo a precipitação média anual de 1,493 mm (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004).

A fisionomia que compõe o Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito é caracterizada pela Floresta Estacional Semidecidual, candeal e o cerrado. A Floresta Estacional Semidecidual compõe a fisionomia florestal do parque, dividida em Floresta Estacional Semidecidual Aluvial próximo ao curso d'água e de encosta, formando assim um fragmento natural com as bordas compostas pelo candeal e o cerrado. Ambas as fisionomias florestais possuem árvores emergentes no dossel. O candeal compõe uma região florestal de ecótono entre a floresta e o campo que tem predominância da espécie candeia *Eremanthus erythropappus* (dc.) Macleish, apresentando indivíduos de médio porte. O cerrado é composto por arbustos e árvores espaçadas em um espaço com predominância de espécies herbáceas e espécies arbóreas como *Vochysia thyrsoidea* Pohl (Veloso et al, 1991) com as fisionomias cerrado *sensu strictu*, campos rupestres e os campos de altitude, distribuídos nas encostas dos topos de

morros, variando entre campo limpo e campo sujo (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 1999).

2.2 Caracterização dos ambientes

Todas as fitofisionomias amostradas foram caracterizadas e delimitadas em oito ambientes. Os ambientes amostrados (figura1) foram caracterizados em campo e algumas das características foram feitas por meio do estudo de Oliveira Filho e Fluminham Filho (1999) e divididos em queimados (F – fogo) e não queimados (NF – não fogo). A caracterização foi baseada em um gradiente florestal, sendo o ambiente “um” mais fechado e o “oito”, o ambiente mais aberto.

·**Floresta Semidecídua não queimada** – 1NF: trata-se de uma Floresta Estacional Semidecídua Alto-montana com árvores emergentes nas encostas dos vales, dossel acima de 22 metros onde foram plotadas 14 parcelas permanentes referentes a estudos de dinâmica florestal desde 2000. Ambiente onde a floresta não foi atingida pelo fogo.

·**Floresta Semidecídua com queimada** – 2F: Floresta Estacional Semidecídua Alto-montana, com dossel medindo em média 22 metros, sem crispamento no dossel e foi atingida pelo fogo, com cinco parcelas permanentes com monitoramento da vegetação antes do evento fogo.

·**Floresta Semidecídua com queimada** - 3F: Floresta classificada como Estacional Semidecidual Alto-montana, dossel de 15 metros de altura com crispamento e oito parcelas permanentes.

·**Mata Ciliar** – 4F: é uma Floresta Estacional Semidecídua Aluvial com árvores emergentes, compreende a mata ciliar no sentido mais restrito, ocorrendo uma faixa estreita no fundo do vale, condicionada pela alta umidade dos solos. Foram alocadas cinco parcelas depois do distúrbio causado pelo fogo.

·**Candeal** – 5F: Floresta Estacional Semidecidual com dominância de candeia (*Eremanthus erythropappus* (dc.) Macleish), localizado nas últimas onze parcelas da transecção que pegou fogo e que tem acompanhamento dos dados de vegetação desde 2000.

·**Ecótono** – 6F: transição entre floresta e campo, onde ocorre uma faixa ecotonal com gradiente de profundidade do solo, alumínio e pH. Nesta área a profundidade dos solos aumenta em direção à floresta. Já o pH e o alumínio tem um gradiente inverso a esta profundidade dos solos. São doze parcelas alocadas após o evento fogo. A porção do Ecótono formada pelo campo possui o estrato graminoide dominado pelo capim *Panicum sp.*

·**Campos** – 7F: formações vegetais mais abertas com predominância de um estrato graminoide com arbustos espaçados, distribuídos nas áreas mais elevadas e com solos mais rasos. Amostra com cinco parcelas alocadas depois do incêndio.

·**Pteridium sp.** – 8F: encosta de Floresta Estacional Semidecidual com monodominância de uma Pteridófito do gênero *Pteridium sp.* Total de seis parcelas colocadas depois do fogo.

2.3 Amostragem

O grupo do Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade vem realizando o estudo no PEQRB (Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito) desde 1982 em um gradiente altitudinal da Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (Mata Ciliar) e Floresta Estacional Semidecidual Montana (Figura 1 – transecto maior). Desde 2000, com o primeiro levantamento fitossociológico, ocorre um acompanhamento da floresta em um intervalo de cinco anos, sendo a última reamostragem realizada no ano de 2011.

Em novembro de 2011, parte do gradiente florestal, além de outras áreas, foi atingida pelo fogo antrópico, atingindo uma grande proporção da vegetação e várias fisionomias do parque. A área de floresta não queimada na porção do curso d'água da transecção da dinâmica, ambiente mais úmido, foi protegida por uma trilha. O fogo queimou outras fisionomias do PEQRB como o candeal, os campos rupestres e de altitudes.

Em janeiro de 2012 foi montado um experimento para avaliar a influência do fogo. Sessenta e seis parcelas foram alocadas nos oito ambientes, de 2 x 2 m (4 m²) para o estudo da regeneração. Foram alocadas 38 parcelas contíguas na transecção da dinâmica (figura 1 – transecto maior) da Floresta Estacional Semidecidual, onde 24 parcelas foram posicionadas na região queimada e 14 na região não queimada. Foram posicionadas 28 parcelas aleatórias nos demais ambientes (figura 1). A área total do estudo da regeneração compreendeu 0,26 ha.

Todos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas juvenis abaixo do critério de inclusão de CAP (Circunferência à altura do peito) $\geq 15,7$ cm foram amostrados e identificados no nível de espécie. Todos os indivíduos amostrados tiveram sua altura medida em centímetros, o DAS (Diâmetro à altura do solo) em milímetros, com paquímetro digital de alta precisão. A primeira mensuração foi em janeiro de 2012, dois meses após o fogo, tendo sua segunda mensuração

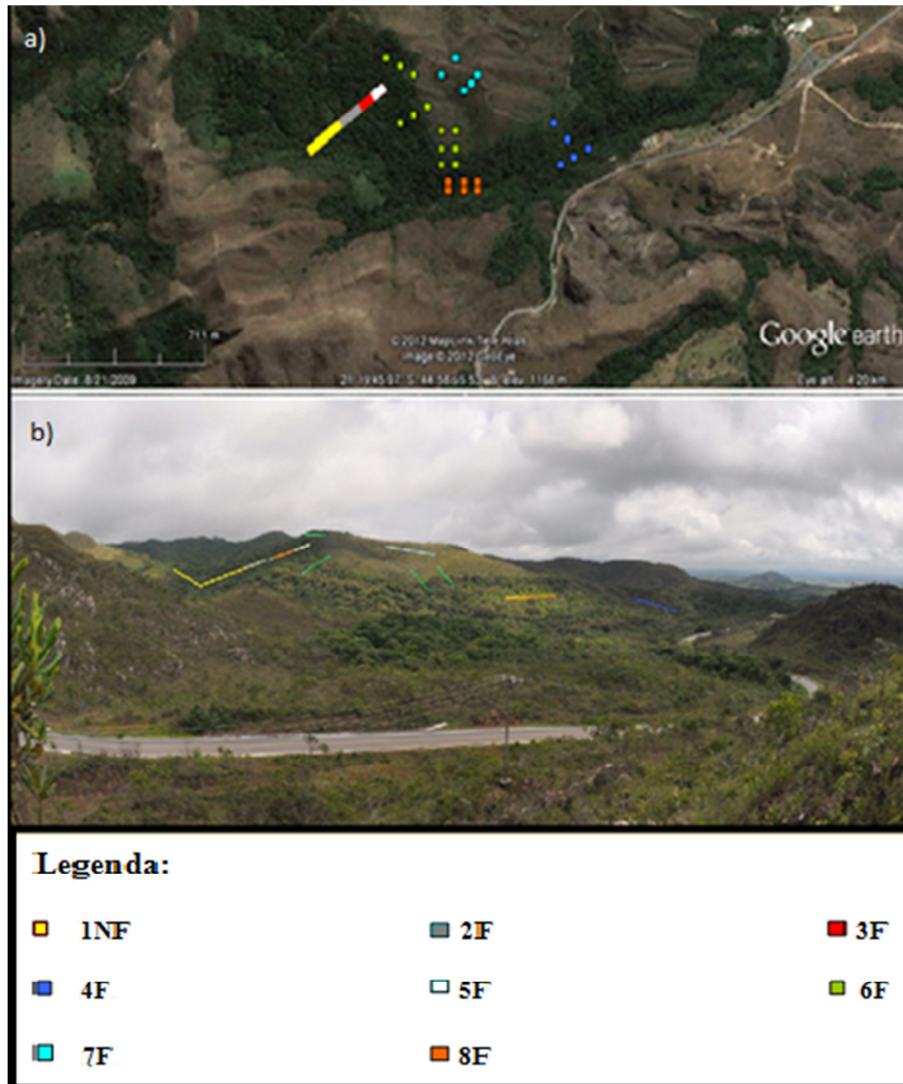


Figura 1 Disposição aproximada das parcelas na área de estudo no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG. 1a) - foto satélite da área de estudo. 1b) - vista panorâmica da área de estudo demonstrando os oito ambientes ecológicos. Legenda: F (fogo); NF (não fogo).

em janeiro de 2013 e a terceira em janeiro de 2014. O presente trabalho consta os dois intervalos de tempo para o estudo da estrutura e dinâmica da regeneração, (2012-2013 e 2013-2014).

2.4 Análise dos dados

Para a caracterização da estrutura horizontal dos ambientes após o fogo foram utilizados os parâmetros ecológicos abundância, densidade, dominância (absoluta e relativa), valor de cobertura e valor de importância (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A diversidade de espécies arbóreas foi mensurada por meio do Índice de Shannon e Winner (H') e equabilidade de Pielou (J) (BROWER; ZAR, 1984). Os padrões estruturais dos parâmetros ecológicos foram comparados por ANOVA, seguido do teste t de Tuckey calculados pelo Biostat, versão 5.0 (AYRES et al., 2007; ZAR, 2010) de cada ambiente entre os anos e entre os ambientes. Os padrões de riqueza e diversidade de espécies arbóreas foram comparadas pelos valores médios e plotados na curva de rarefação de espécies para riqueza e o índice de diversidade de Shannon, calculados no programa EstimateS, versão 9.1.0 (COWELL, 2013).

A estrutura vertical dos indivíduos regenerantes foi representadas por classes de altura e os indivíduos foram distribuídos em 5 classes: <15 cm, 15-30 cm, 30-100 cm, 100-300 cm e >300 cm, afim de acompanhar o estabelecimento e o desenvolvimento das espécies arbóreas nos ambientes ecológicos. Segundo Morel et al. (2014), a separação nas classes de tamanho anteriores correspondem às seguintes fases: plântula (<15 cm), regenerante (> 15-30 cm), juvenil (> 30-100 cm), pré-estabelecidos (> 100-300 cm) e estabelecidos (> 300 cm). A distribuição dos indivíduos arbóreos nas classes de altura foi realizada para os três anos e a comparação foi entre os intervalos 2012 - 2013 e 2013 - 2014. Essa comparação foi avaliada estatisticamente pelo teste G de aderência para comparar a distribuição dos indivíduos entre os anos. Em cada ano de

amostragem (2012, 2013 e 2014) também foi realizado o teste Qui-Quadrado (dados com proporções iguais) para avaliar a distribuição dos indivíduos entre as cinco classes de altura e compará-las com o valor esperado (ZAR, 2010). O teste G nos possibilita verificar se há diferença significativa da distribuição entre os anos e o teste Qui – Quadrado se há diferença significativa da distribuição entre as classes de altura. O programa utilizado foi o Biostat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Os parâmetros de dinâmica foram calculados para os ambientes ecológicos, sendo gerados os valores médios das taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) para o número de indivíduos e as taxas de ganho (G) e perda (P) de área basal (SHEIL; MAY, 1996). A partir desses parâmetros foram calculadas a velocidade de substituição dos indivíduos e o direcionamento destes em cada ambiente por meio das taxas de rotatividade (turnover) (TNN e TNAB) e mudança líquida (MLN e MLAB) para o número de indivíduos e para área basal (KORNING; BALSLEV, 1994). As fórmulas para o cálculo seguem:

$$M = (1 - ((N_0 - m)/N_0)^{1/t}) \times 100,$$

$$R = (1 - (1 - r/N_t)^{1/t}) \times 100,$$

$$TNN = (M + R)/2,$$

$$TNAB = (P + G)/2,$$

$$MLN = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100,$$

$$MLAB = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100,$$

$$G = (1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}) \times 100,$$

$$P = (1 - [(AB_0 - (AB_m + AB_p))/AB_0]^{1/t}) \times 100,$$

sendo que, N_0 é o número inicial de indivíduos; m é o número de indivíduos mortos; r é o número de indivíduos recrutados; N_t é o número de indivíduos final; AB_t é a área basal final; AB_0 é a área basal inicial; AB_r é a área basal dos

recrutas; ABg é a área basal ganha; ABm é a área basal dos indivíduos mortos; ABp é a área basal perdida.

3 RESULTADOS

3.1 Padrões de riqueza e diversidade de regenerantes arbóreos

Foram identificadas em todos os ambientes ecológicos 186 espécies arbóreas distribuídas em 49 famílias botânicas na fase de regeneração. As famílias mais representativas foram Myrtaceae com 30 espécies (16,1%), Fabaceae com 16 espécies (8,6%), Melastomataceae com 14 espécies (7,53%), Lauraceae com 12 espécies (6,45%) e Euphorbiaceae com 9 espécies (4,84%). As espécies mais representativas foram aquelas que se beneficiaram após fogo, como algumas espécies oportunistas como *Croton urucurana* Baill., 26,7% com 292 indivíduos em 2F, 38% com 102 indivíduos em 3F e 4F com 173 indivíduos (58,3%). No ambiente ecológico 2F em 2014, *C. urucurana* apresentou 15% com 36 indivíduos. Outra espécie característica pela elevada dominância foi *Eremanthus erythropappus* (dc.) Macleish, mais representativa em 6F, 38,3% com 224 indivíduos, em 7F, 16,3% com 45 indivíduos e 8F, 50% com 68 indivíduos. No ambiente 5F, na fase da regeneração, *E. erythropappus* apresentou 7% dos indivíduos, sendo a segunda maior atrás de *C. urucurana*. O ambiente ecológico 1NF teve espécies representativas como *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs, *Psychotria vellosiana* Benth., *Leandra scabra* DC., *Siphoneugena densiflora* O.Berg e *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg em 2012. (Ver Anexo).

Ao longo dos dois anos houve um aumento da riqueza de espécies arbóreas com diferenças significativas principalmente em relação a 2012 com maior aumento do número de espécies para os demais anos em 2F, 3F, 5F E 6F

(figura 2 e 3). Embora os ambientes 1NF, 4F, 7F E 8F repercutiram no aumento de riqueza de espécies vegetais, estes não obtiveram diferenças significativas (figura 2 e 3).

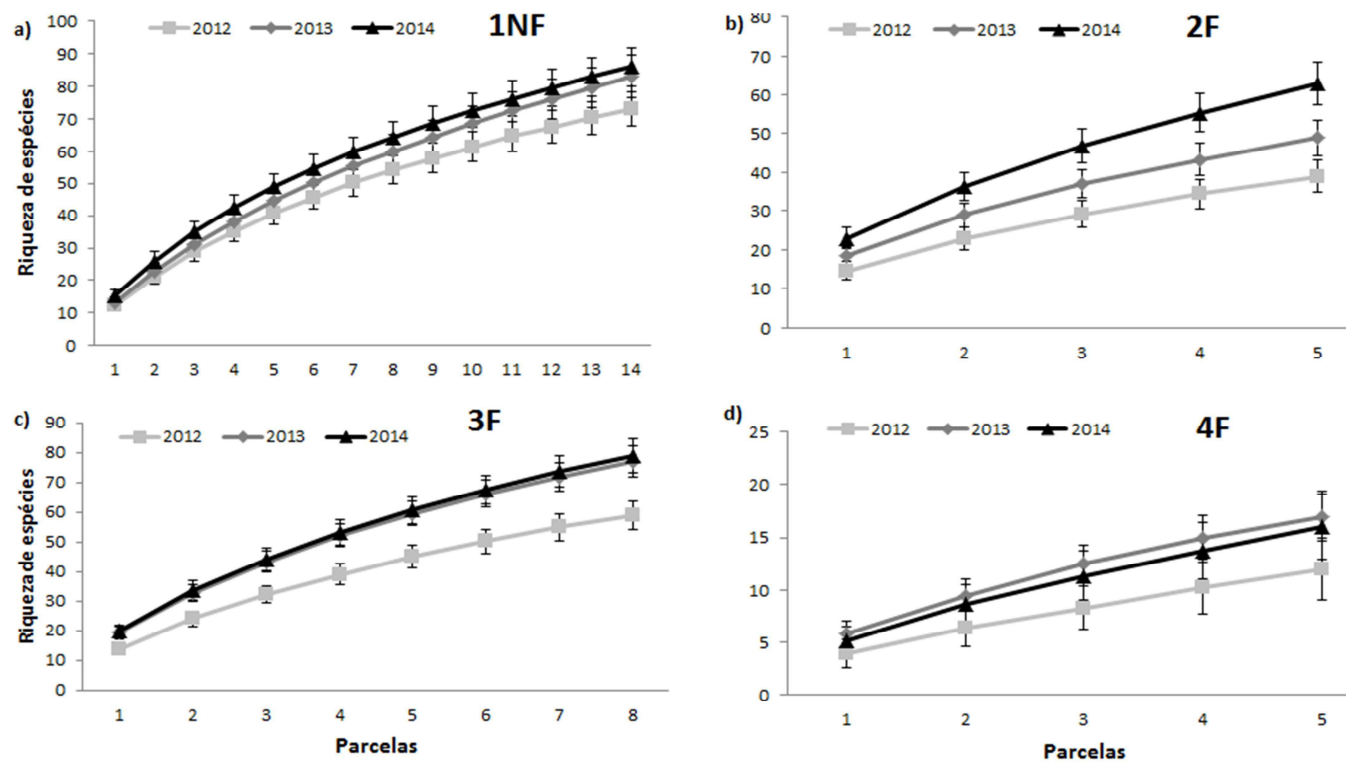


Figura 2 Curvas de rarefação para riqueza específica média em a) 1NF, b) 2F, c) 3F E d) 4F, para o fragmento florestal natural do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

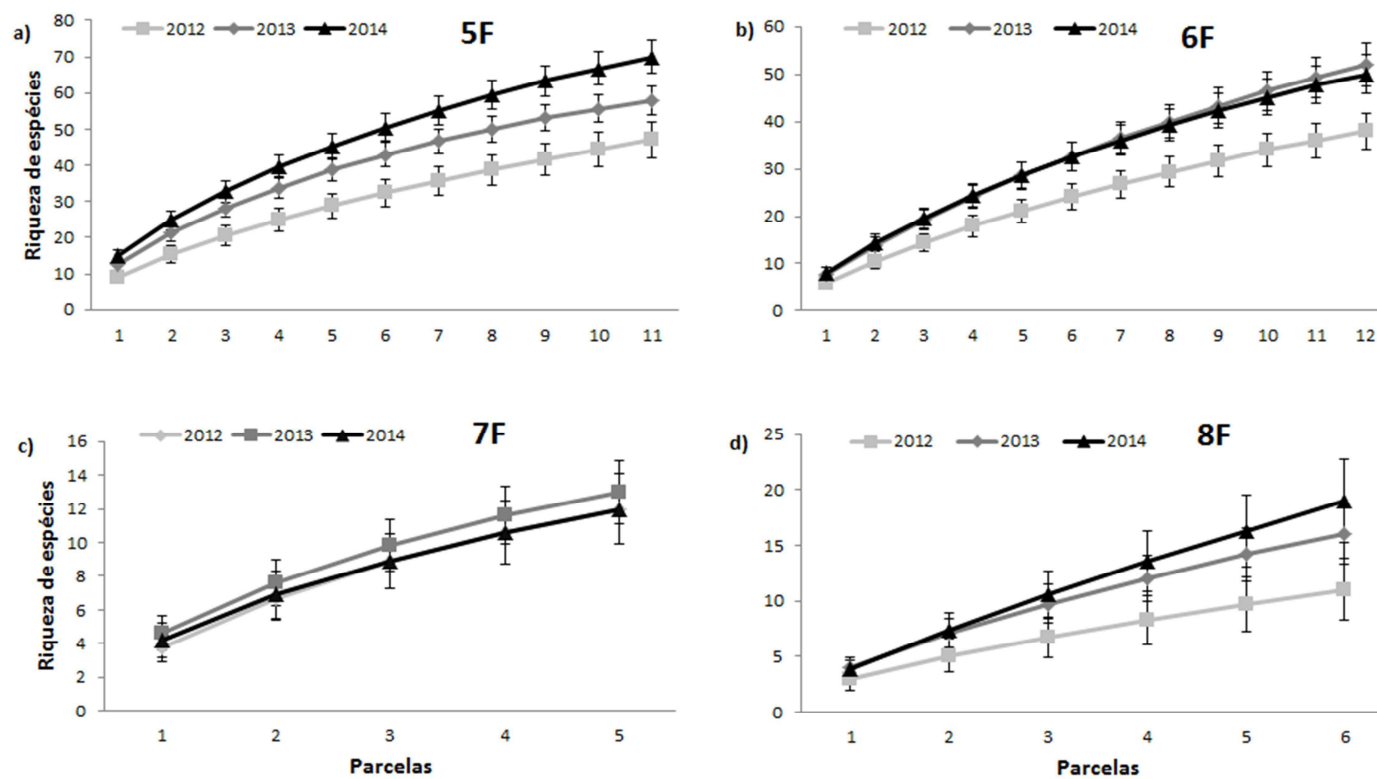


Figura 3 Curvas de rarefação para riqueza específica média em a) 5F, b) 6F, c) 7F E d) 8F, para o fragmento florestal natural e fisionomias abertas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

O comportamento da diversidade da regeneração natural nos ambientes ecológicos foi significativamente diferente entre o ano 2012 e 2014, exceto 1NF e 7F (figura 4 e 5). A diferença significativa se deve principalmente aos valores de diversidade das espécies arbóreas no ano de 2012, conferido pelos baixos valores do Índice de Shannon de 0,64 em 4F até 2,9 em 3F. Em 2014, o índice de Shannon variou de 1,8 a 3,61 demonstrando um aumento da diversidade de espécies vegetais (tabela 1). O padrão de distribuição dos indivíduos seguiu na mesma direção com uma baixa equabilidade em 2012, tendo maior expressões em 2014 nos ambientes ecológicos. Exceto 1NF, que manteve um equilíbrio do número de indivíduos distribuídos nas espécies com $J = 0,81$ (tabela 1), nos demais ambientes em 2012, os valores variaram entre 0,26 a 0,71. Em 2012, os ambientes 2F, 4F, 5F, 6F e 8F demonstraram um caráter dominante. O ambiente 7F dentre os que pegaram fogo alcançou sua maior equabilidade em 2013 com 0,72. Em 2014 essa variação entre os ambientes foram de 0,68 a 0,87, uma maior equabilidade após dois anos do distúrbio.

3.2 *Estrutura dos ambientes ecológicos*

Em relação aos parâmetros ecológicos de abundância, densidade e dominância de uma forma geral, os ambientes afetados pelo fogo apresentaram um aumento de biomassa e diminuição no número de indivíduos. O ambiente 1NF foi o único que no intervalo de dois anos apresentou aumento da densidade com valores significativos ($F=12,007$ e $p=0,0002$; Tuckey médias com $p<0,001$ entre 2012-2013 e 2012-2014). Os ambientes queimados não apresentaram valores significativos para a diminuição da densidade exceto para 3F ($F=14,612$ e $p=0,0002$; Tuckey médias com $p<0,001$ entre 2012-2013 e 2013-2014) e 6F ($F=19,287$ e $p<0,0001$; Tuckey média com $p<0,001$ entre 2012-2014 e 2013-2014). Em 2012, os valores para densidade variaram de 51500 a 239000 ind./ha

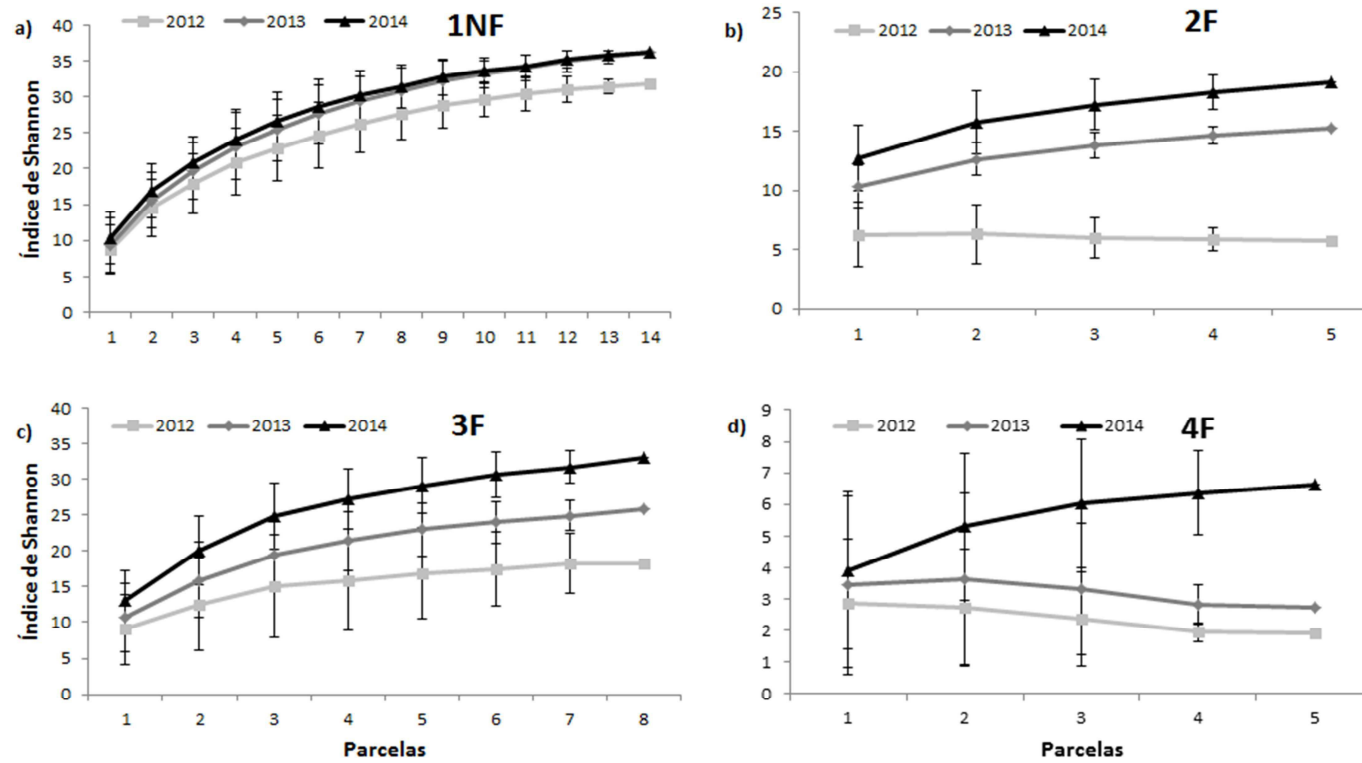


Figura 4 Curvas de rarefação para diversidade específica média em a) 1NF, b) 2F, c) 3F E d) 4F, para o fragmento florestal natural do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

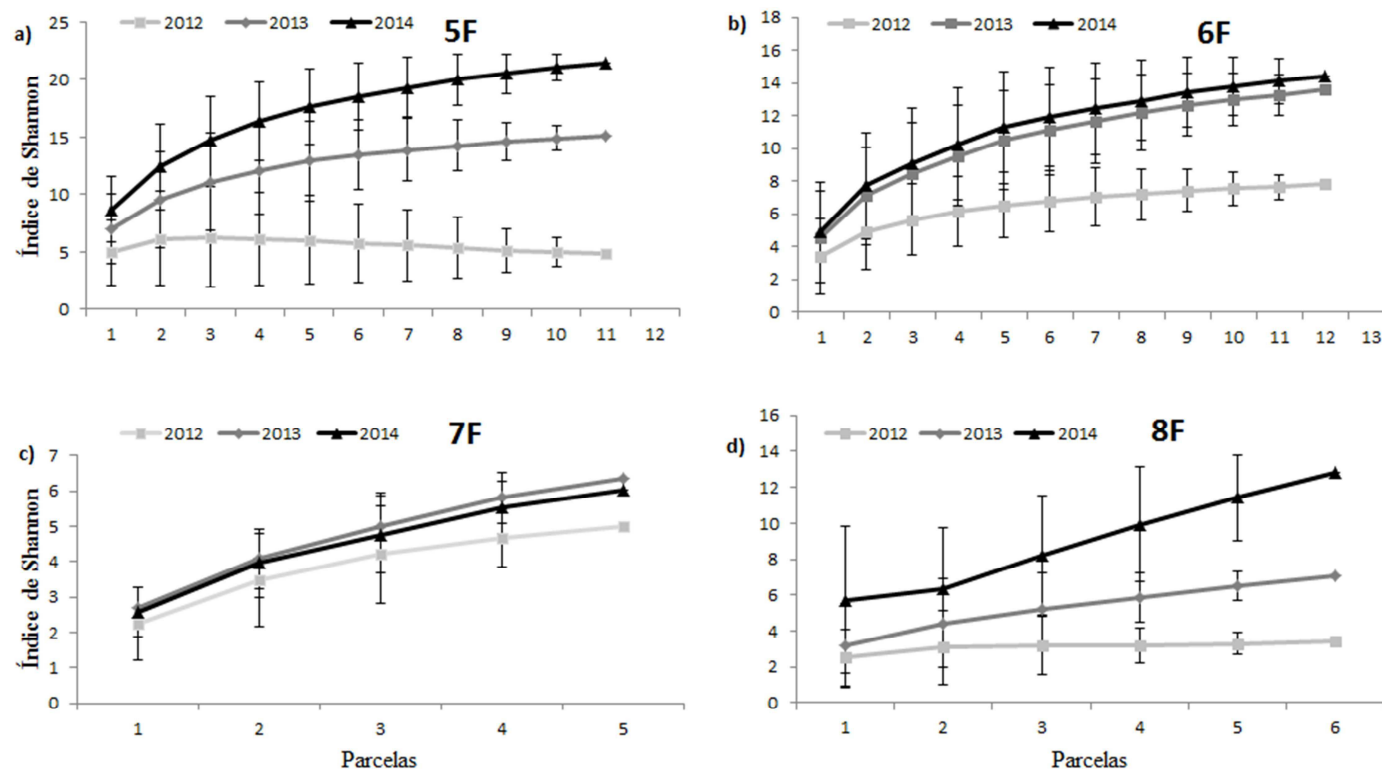


Figura 5 Curvas de rarefação para diversidade específica média em a) 5F, b) 6F, c) 7F E d) 8F, para o fragmento florestal natural e fisionomias abertas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

(indivíduos por hectare) e abundância de 103 a 612 indivíduos e em 2014 densidade de 13333 a 145000 ind./ha e abundância de 32 a 363 indivíduos (tabela 1). A dominância em contrapartida foi menor em 2012 com variação de 0,19 a 4,15 m²/ha e em 2014 variando de 1,25 a 7,82 m²/ha. O aumento da dominância foi significativamente diferente em 1NF (F=22,377 e p<0,0001; Tuckey médias com p<0,001 entre 2012-2013 e 2013-2014) e 2F (F=6,500 e p=0,012; Tuckey médias com p<0,05 entre 2012-2014).

Ao analisar a estrutural vertical dos ambientes ecológicos observa-se a maior quantidade dos indivíduos nas primeiras classes e ao longo dos anos há uma tendência de concentração maior nas classes de altura intermediárias, exceto 1NF, que apresenta desde 2012, maior concentração nas classes intermediárias e 7F, sem nenhum padrão aparente (figura 6 e 7). A distribuição dos indivíduos nas classes de altura entre os anos de todos os ambientes foi significativo (teste G com p<0,0001), sendo que em 1NF em relação ao intervalo 2012-2013 o teste apresentou G=12,290 e p=0,0153. A distribuição dos indivíduos entre classes em cada ambiente também foi significativa (teste Q-Quadrado com p<0,0001), sendo que em 4F apresentou distribuição entre classes X²=21,654 com p<0,0002 no ano de 2014. Exceto o ambiente 8F não obteve diferença significativa na distribuição dos indivíduos entre classes com X²=8,938 e p=0,0627 no ano de 2014.

O ambiente 1NF foi o mais semelhante na distribuição entre as classes, sendo a primeira (≤ 15 cm) a mais variável (figura 6a). Nos demais ambientes, em 2012, o maior número de indivíduos ocorreu nas primeiras classes como ≤ 15 cm e 15-30 cm. Comportamento esse diferente em 2013 e 2014, que apresentaram formato semelhante ao 1NF, com maior número de indivíduos na

Tabela 1 Dados descritivos e estruturais dos oito ambientes no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. D = densidade; Do = dominância; N = número de indivíduos; H = Índice de Shannon Winner (H'); J = Equabilidade de Pielou (J'); R = riqueza de espécies.

A	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014
	D	D	D	DO	DO	DO	N	N	N	H	H	H	J	J	J	R	R	R
1NF	63.392,86	64.107,14	69.107,14	6,17	6,62	7,41	355	359	387	3,46	3,59	3,61	0,81	0,81	0,8	73	84	86
2F	239.000	169500	145.000	1,08	3,33	5,84	478	339	290	1,76	2,72	3,26	0,48	0,7	0,8	39	40	60
3F	94.375	137.500	113.437	4,15	5,97	7,82	302	440	363	2,9	3,25	3,49	0,71	0,75	0,8	59	77	79
4F	139.090,9	91.136,36	75.454	0,45	2,07	2,84	612	401	332	1,59	2,74	3,27	0,41	0,68	0,8	47	55	67
5F	84.791,67	85.625	73.541,67	0,69	2,47	4,14	407	411	353	2,06	2,6	2,75	0,56	0,66	0,7	39	52	49
6F	51.500	54.500	49.500	0,55	1,18	1,25	103	109	99	1,61	1,85	1,8	0,65	0,72	0,7	12	13	12
7F	99.500	42.916,47	33.750	0,19	1,32	2,8	199	103	81	0,64	1	1,89	0,26	0,42	0,7	12	11	16
8F	47.916,67	28.750	13.333,33	0,24	1,09	1,53	115	69	32	1,22	1,95	2,55	0,51	0,7	0,9	11	16	19

classe 30-100 cm em 2014, exceto 4F (figura 7d). Assim, o grande número de indivíduos nas primeiras classes desses ambientes ao longo do tempo diminuiu aumentando a classe média (30-100 cm), sendo 2013 como um momento de transição para o encontrado em 2014, como visto em 4F (figura 7b). O ambiente 7F apresentou o comportamento diferenciado tendo sua distribuição de maior número de indivíduos na primeira classe no ano de 2013, resultado oposto dos demais ambientes queimados, que apresentaram maior concentração dos indivíduos na primeira classe no ano de 2012. Além disso, 7F apresentou maior variação na estrutura vertical, sendo que, em cada ano, uma classe de altura obteve um pico de maior número de indivíduos (2012 – 30-100 cm, 2013 \leq 15 cm e 2014 15-30 cm), sendo o único ambiente com essas características (figura 7d).

3.3 Dinâmica da regeneração natural

O comportamento dos oito ambientes quanto à densidade, dominância e a abundância de indivíduos corroboram com as taxas de dinâmica (tabela 2 e 3). Para o primeiro intervalo (2012-2013), três ambientes entre os queimados tiveram saldo líquido positivo de número de indivíduos: 2F, 6F e 7F, com até 48,675 %ano de aumento. Os quatro demais ambientes obtiveram saldo negativo em até -34,584%ano no 5F. No segundo intervalo (2013-2014), a taxa de mudança líquida para os ambientes queimados foram todos negativos com até -53,62%ano 8F. A taxa de mudança líquida para área basal ao contrário da taxa para número de indivíduos obteve saldo positivo para todos os ambientes nos dois intervalos de tempo, com proporção maior naqueles que ocorreu o fogo, como 757,2%ano em 4F e 360,6%ano em 5F no primeiro intervalo e 107,2% em

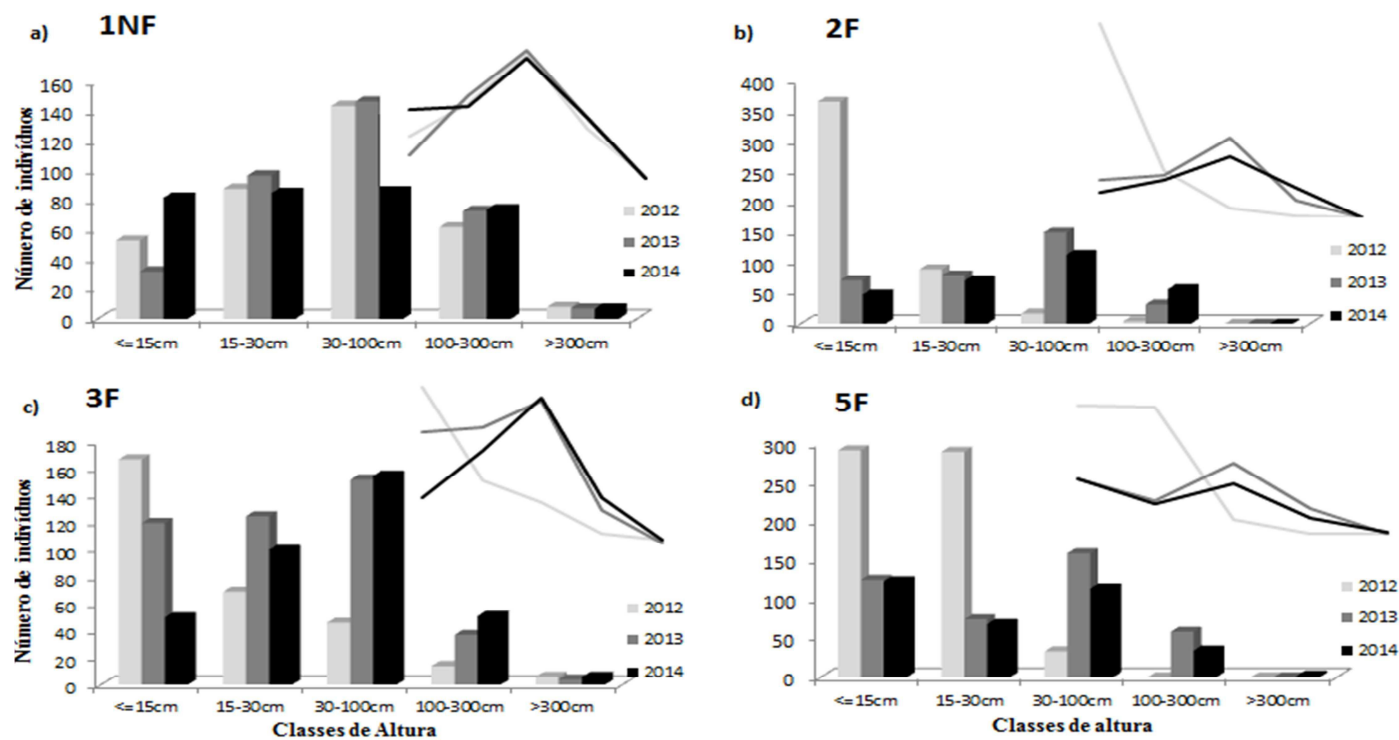


Figura 6 Distribuição dos indivíduos (eixo y) em 5 classes de altura (≤ 15 cm; 15-30 cm; 30-100 cm; 100-300 cm; >300 cm, eixo x) de quatro ambientes: a) 1NF; b) 2F; c) 3F; d) 4F, nos três anos de amostragem (2012, 2013 e 2014).

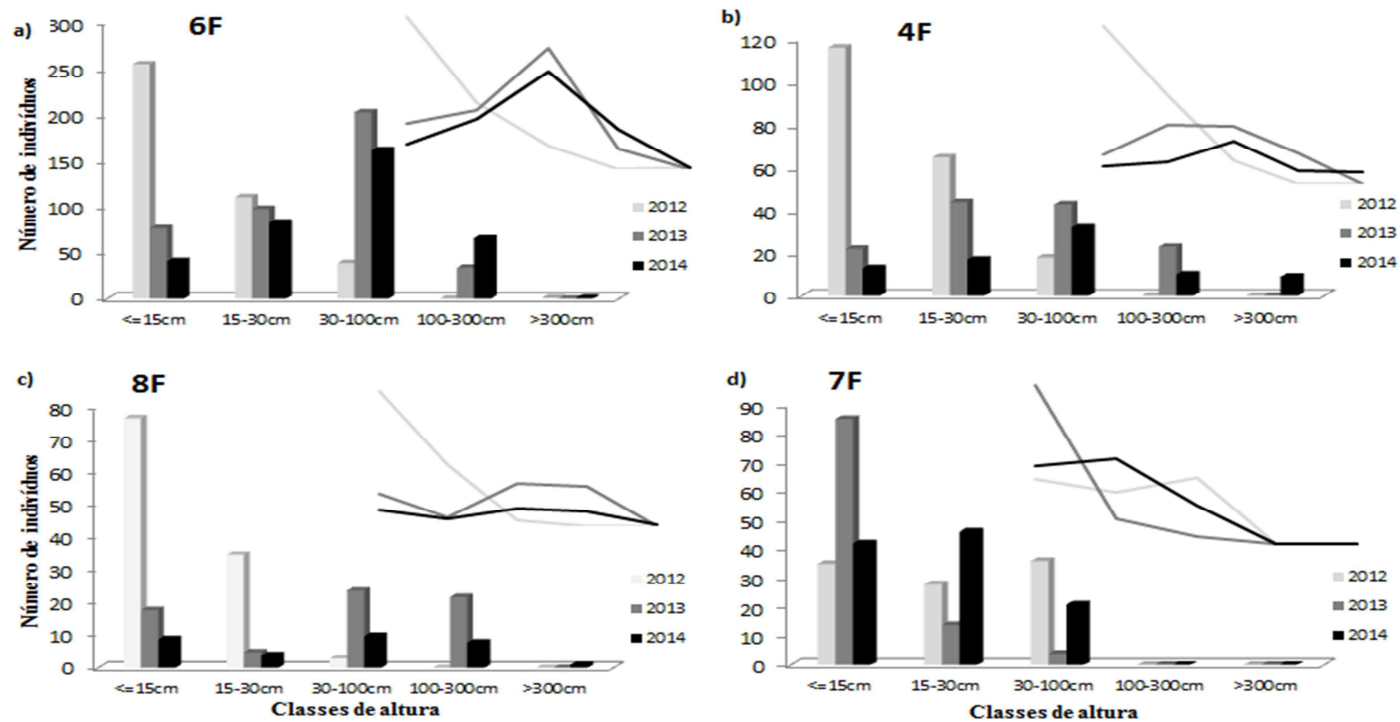


Figura 7 Distribuição dos indivíduos (eixo y) em 5 classes de altura (≤ 15 cm; 15-30 cm; 30-100 cm; 100-300 cm; >300 cm, eixo x) de quatro ambientes: a) 6F; b) 4F; c) 8F; d) 7F, nos três anos de amostragem (2012, 2013 e 2014).

4F e 75,8%ano e em 2F no segundo intervalo. Somente no ambiente 7F houve um saldo negativo no primeiro intervalo de -79,776%ano para taxa de mudança líquida em área basal. A taxa de rotatividade de uma forma geral foi maior no primeiro intervalo tanto para número de indivíduos como área basal, exceto em 8F, com aumento de 4,21%ano do primeiro para o segundo intervalo para número de indivíduos. Nos demais ambientes onde ocorreu o fogo a taxa de rotatividade diminuiu do primeiro para o segundo intervalo entre 1,842%ano em 4F a 20,884%ano em 2F, isto para número de indivíduos. Para área basal também houve diminuição da taxa de rotatividade do primeiro para o segundo intervalo, exceto 3F, que permaneceu aproximadamente a mesma taxa de 21%ano e o INF que teve aumento.

A diminuição da taxa de rotatividade para área basal nos ambientes variaram de 3,336%ano em 2F a 189,71%ano em 8F. O Controle foi o ambiente que nos dois intervalos de dinâmica a proporção das taxas de mudança líquida e rotatividade para número de indivíduos e área basal foi menor que nos outros ambientes.

4 DISCUSSÃO

Ao longo do período de estudo, o ambiente INF obteve comportamento diferente dos demais quanto à sua riqueza e diversidade. INF não apresentou diferenças significativas nas variações do número de espécie e diversidade da regeneração natural. O fogo, por outro lado, levou a padrões diferentes com valores significativos nas alterações da riqueza e diversidade de espécies arbóreas.

Tabela 2 Parâmetros de dinâmica de quatro ambientes (1NF, 2F, 3F e 5F) em dois intervalos de tempo (2012-2013 e 2013-2014) para número de indivíduos e área basal. NI = Número de indivíduos; Mor. (mor.)= Mortalidade; Rec. (rec.) = Recrutamento; Sobr.=Sobreviventes; T. = Taxa; m.líq.= Mudança Líquida; I. = Incremento; D. = Decremento; AB. = Área basal; p.= perda; g.= ganho; 1—2=2012-2013; 2—3=2013-2014.

	1NF		2F		3F		5F	
	1--2	2—3	1—2	2--3	1--2	2—3	1--2	2—3
NI:								
Mor.	47	43	217	110	83	115	341	160
Rec.	51	71	75	65	230	39	129	100
Sobr.	308	316	261	226	219	324	272	241
NI inicial	355	359	478	336	302	439	613	401
NI final	359	387	336	291	449	363	401	341
T. mor. (% ano)	1,32	11,97	45,39	32,73	27,48	26,19	55,62	39,9
T. rec. (% ano)	1,42	18,34	22,32	22,33	51,22	10,74	32,17	29,32
T. rot. (% ano)	1,37	15,16	33,85	27,53	39,35	18,47	43,89	34,61
T. m. líq. (% ano)	1,12	7,79	-29,7	-13,4	48,67	-17,31	-34,58	-14,9
AB :								
AB mor. (m²)	0,24	0,405	0,02	0,1	0,01	0,07	0,06	0,19
AB rec. (m²)	0,15	0,043	0,05	0,84	0,15	0,04	0,1	0,13
I. sobr. (m²)	0,69	1,044	0,43	0,63	0,51	0,74	0,67	0,64
D. sobr. (m²)	-0,35	-0,24	-0,02	-0,07	-0,07	-0,12	0	-0,13
AB inicial	3,45	3,7	0,21	0,66	1,32	1,91	0,19	0,91
AB final	3,7	4,148	0,66	1,96	1,91	2,5	0,91	1,36
T. p. (% ano)	17,36	17,41	18,08	26,64	7,06	10,69	36,44	35,18
T. g. (% ano)	22,95	26,22	73,51	58,29	35,43	31,86	86,2	56,68
T. rot (% ano)	20,16	21,82	45,8	42,46	21,24	21,28	61,32	45,93
T. m. líq. (% ano)	7,26	11,93	209,29	75,86	43,94	31,07	360,69	49,64

Tabela 3 Parâmetros de dinâmica de quatro ambientes (Mata Ciliar, Pteridium, Ecótono e Campol) em dois intervalos de tempo (2012-2013 e 2013-2014) para número de indivíduos e área basal. NI = Número de indivíduos; Mor. (mor.)= Mortalidade; Rec. (rec.) = Recrutamento; Sobr.=Sobreviventes; T. = Taxa; m.líq.= Mudança Líquida; I. = Incremento; D. = Decremento; AB. = Área basal; p.= perda; g.= ganho; 1—2=2012-2013; 2—3=2013-2014.

	4F		8F		6F		7F	
	1--2	2—3	1--2	2—3	1--2	2—3	1--2	2—3
NI:								
Mor.	96	65	66	46	107	94	19	20
Rec.	29	14	20	9	112	35	25	10
Sobr.	103	67	49	23	300	318	84	89
Ni inicial	199	132	115	69	407	412	103	109
Ni final	132	81	69	32	412	353	109	99
T. mor. (% ano)	48,24	49,24	57,39	66,67	26,29	22,81	18,44	18,34
T. rec. (% ano)	21,97	17,28	28,99	28,13	27,18	9,91	22,93	10,1
T. rot. (% ano)	35,1	33,26	43,19	47,4	26,73	16,36	20,69	14,22
T. m. líq. (% ano)	-33,7	-38,6	-40	-53,62	1,22	-14,3	5,82	-9,2
AB :								
AB mor. (m²)	0,01	0,084	0,03	0,12	0,06	0,14	0,07	0,04
AB rec. (m²)	0	0,025	0,01	0,04	0,1	0,14	0,01	0,01
I. sobr. (m²)	0,29	0,413	0,23	0,19	0,84	0,87	0,01	0,08
D. sobr. (m²)	0,01	-0,01	0	0	-0,02	-0,07	-0,8	-0,02
AB inicial	0,03	0,32	0,04	0,26	0,33	1,18	1,09	0,22
AB final	0,32	0,67	0,06	0,37	1,18	1,98	0,22	0,25
T. p. (% ano)	36,23	27,83	90,23	46,78	27,26	18,2	80,68	29,65
T. g. (% ano)	92,56	65,17	398,19	62,21	79,3	51,2	4,47	37,69
T. rot (% ano)	64,39	46,5	244,21	54,5	53,28	34,7	42,57	33,67
T. m. líq. (% ano)	757,26	107,23	63,8	40,81	251,53	67,63	-79,8	12,89

Exceto o ambiente 7F, a diferença de riqueza e diversidade de plantas entre os anos se deram principalmente entre 2012 e 2014. O ambiente 7F, devido às suas características descritas por Oliveira Filho e Fluminhan Filho (1999), com solos rasos e variações extremas na

temperatura e disponibilidade de água, o tornam um sistema mais estressante com uma riqueza mais seleta e tolerante. Conseqüentemente, essas características o tornam um ambiente com menor grau de complexidade (POREMBISK, 2007). Além disso, a sua suscetibilidade a incêndios frequentes na região (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAM FILHO, 1999) possibilita uma gama de espécies mais adaptadas ao fogo atuando como um “feedback” positivo (COCHRANE et al., 1999; DESLOW, 1980; WARMAN; MOLES, 2009). Isso explica seu rápido aumento de diversidade e equabilidade tendo seus maiores valores em 2013 e a importância do histórico do distúrbio no ambiente produzindo uma vegetação com história de vida mais adaptada ao fogo.

O ano de 2012 apresentou maior diferença quanto à riqueza e diversidade de espécies arbóreas demonstradas pelas curvas de rarefação e os índices de Shannon com os menores valores comparados aos demais anos. A mensuração em 2012 ocorreu dois meses após o fogo, levando a compreensão que o fogo afetou os padrões de riqueza e diversidade de espécies arbóreas. Esse comportamento pode ser explicado pela intensidade do distúrbio, que determina a quantidade de resíduos, ou seja, das espécies vegetais que sobreviveram para servir como fonte de propágulos (CHAZDON, 2003; TURNER et al., 1998). O fogo intenso pode eliminar os resíduos a ponto de afetar negativamente a heterogeneidade ambiental e afetar assim, o número de espécies vegetais (CHAZDON, 2003). É importante ressaltar que o comportamento da diversidade em 1NF em relação aos demais ambientes pode ter sido pela diferença existente entre diferentes distúrbios, porque mesmo o fogo, pode ter intensidades diferentes em variados locais. Por exemplo, a intensidade do fogo em 3F foi mais intensa com fogo de copa e ainda assim constatou-se um ambiente com maior riqueza, diversidade e dominância que 2F, onde o fogo não houve crispamento de dossel. A intensidade do fogo em 3F provocou menor densidade e abundância comparada a 2F. Assim, em cada ambiente

queimado, foram deixados resíduos diferentes devido a diferentes intensidades do fogo e a distância desses remanescentes por sua vez, pode determinar a velocidade de recomposição dos atributos de riqueza e diversidade de espécies arbóreas (CHAZDON, 2003).

Em 2013 e 2014, é observado o aumento da diversidade e riqueza desses ambientes queimados em relação a 2012. A distância da fonte de propágulo dos fragmentos vizinhos e da fonte de resíduos pode determinar tal velocidade de recomposição desses atributos (CHAZDON, 2003). Além disso, a frequência do fogo pode ser importante para explicar esse fenômeno (PEIXOTO et al., 2012). Deslow (1980) explica que o padrão de diversidade encontrado durante a sucessão nas comunidades está relacionado com as diferentes estratégias de vida conforme o histórico e o regime do distúrbio nessa comunidade. Assim, quando ocorre um distúrbio e a diversidade muda caracteristicamente durante a sucessão é entendido que o presente distúrbio não é frequente na área afetada e as espécies que ali se estabeleceram possuem um histórico de coevolução com outro distúrbio mais frequente e predominante na área (DESLOW, 1980). O aumento considerável em apenas dois anos da diversidade nos ambientes florestais queimados, por exemplo, demonstra que as espécies possuem um histórico de vida correspondente a outro distúrbio que não o fogo, de atributo menos intenso e mais frequente, como por exemplo, clareiras (DESLOW, 1980).

. O baixo valor da equabilidade e índice de Shannon em 2012 foi consequência principalmente da ocorrência das espécies de caráter pioneiro como *Croton urucurana*, *Eremanthus erythropappus* e *Vernonanthura divaricata*. A diminuição da abundância dessas espécies e o surgimento de novas espécies nos ambientes depois de 2012 foram marcantes, aumentando a equabilidade e conseguinte diversidade de espécies arbóreas nos ambientes. Isso sugere uma tendência dos ambientes após distúrbio para uma estabilidade pela capacidade de resiliência (WALKER; KINZING; LANGRIDGE, 1999).

A regeneração dos ambientes queimados foi acompanhada de uma alta densidade e baixa dominância em 2012. Alguns trabalhos também encontraram semelhantes padrões após distúrbio (CAPERS et al., 2005; DUAH-GYAMFI et al., 2014; DUPUY; CHAZDON, 2006). Dupuy e Chazdon (2006) encontraram alta densidade após a abertura de clareiras. Em um trabalho mais recente, Duah-Gyamfi et al. (2014) estudando trilhas de arraste para extração da madeira encontraram um aumento inicial da densidade, também causado por um pequeno grupo de quatro espécies arbóreas de característica pioneira. Capers et al. (2005) obteve após distúrbio um aumento da densidade em áreas com pastagens abandonadas e maior diversidade de espécies vegetais em áreas mais avançadas de sucessão.

Após 2012, nos ambientes queimados, houve grande variação dos parâmetros ecológicos densidade e dominância, porém não significativa. Estes valores foram significativos entre os ambientes após fogo somente para 3F e 6F para densidade e 2F para dominância. Para 1NF, a baixa variação correspondeu a uma diferença significativa tanto para densidade quanto para dominância. O fogo não afetou os parâmetros estruturais como esperado. A diminuição da densidade e o aumento da dominância nos dois anos não foram significativas. Assim, a abordagem da relação do efeito positivo da densidade sobre a diversidade de espécies arbóreas (DESLOW, 1995) na fase de regeneração não foi encontrada para todos os ambientes. A explicação para isso se dá pela imprevisibilidade das respostas dos indivíduos jovens pela dificuldade e sensibilidade por mudanças microclimáticas difíceis de mensurar, o que afeta no seu estabelecimento (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). A redundância funcional de espécies, ou seja, a capacidade de mais de uma espécie cumprir um mesmo papel no sistema pode amortecer o impacto do distúrbio na estrutura da comunidade (WALKER; KINZING; LANGRIDGE, 1999).

A estrutura temporal dos ambientes após fogo se deram pelo investimento em biomassa com mudança nas distribuições para maiores

classes de altura. A resiliência dos ambientes quanto a esse investimento no crescimento é observada nos ambientes após fogo pela diferença em 2012 entre 1NF e os demais ambientes, tendo os ambientes queimados o maior número de indivíduos nas primeiras classes. A subsequente mudança do número de indivíduos para as maiores classes se deu nos demais anos, exceto 7F. Este ambiente apresentou a regeneração nas três primeiras classes de altura (≤ 15 cm, 15-30cm e 30-100cm) com grande instabilidade na sua distribuição sendo que a maior quantidade de indivíduos na primeira classe ocorreu em 2013. Porembski (2007) argumenta sobre a dificuldade de estabelecimento de plantas em ambientes com dureza ambiental em afloramentos rochosos como em Inselbergs, campos de altitude graníticos gnáissicos, foco do seu estudo. Estas formações compartilham com os campos rupestres quartzíticos, areníticos e ferruginosos (VASCONCELOS, 2011), formação do ambiente 7F, a pobreza e profundidade rasa dos solos, além dos campos rupestres apresentarem altas concentrações de alumínio (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAM FILHO, 1999).

A diferença significativa (teste G; $p < 0,0001$) na distribuição dos indivíduos em 1NF se deve à primeira classe de altura, única classe que mostrou alterações durante os anos, mostrando que os indivíduos mais jovens são mais sensíveis aos distúrbios ou outros eventos relacionados ao microclima (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; JOHNSON; MCCULLOH; REINHARDT, 2011) como encontrado por Santos (2014) no estudo de população da espécie *Calyptrotrichum clusiifolia* O. BERG. (MYRTACEAE). Após dois anos de amostragem, os ambientes queimados demonstraram o mesmo padrão que 1NF quanto à sua distribuição de indivíduos nas classes de altura, exceto 8F. O ambiente 8F foi o único que não apresentou diferença significativa no teste X^2 quadrado na sua distribuição entre as classes em 2014. No intervalo de 2013-2014, houve uma mortalidade nas classes de altura de 30-100cm e 100-300cm (figura 7), o que sugere uma dificuldade de estabelecimento de indivíduos maiores no

ambiente. Este fato é devido principalmente ao agravante de estresse existente na área, causado inicialmente pela ocupação de *Pteridium sp.* após o fogo e posteriormente pela ocupação de bambu com predominância do gênero *Olira sp.*, dificultando o estabelecimento de espécies arbóreas (observações em campo).

A dinâmica dos ambientes após fogo foi acelerada, principalmente no primeiro intervalo. O comportamento difere nas taxas de recrutamento, mortalidade, rotatividade, ganho, perda e mudança líquida. Trabalhos tem encontrado esse comportamento dinâmico após distúrbio em outros sistemas e comunidades (CARVALHO; FELFILI, 2011; OLIVEIRA FILHO et al., 2007). Um exemplo de mudança após distúrbio está na maior exposição da floresta à luz na Ilha de Barro Colorado por meio da abertura do dossel produzido pela seca provocando o aumento no recrutamento dos indivíduos regenerantes (CONDIT; HUBBEL; FOSTER, 1992). Oliveira Filho et al. (2007) encontraram para adultos uma dinâmica mais acelerada na borda de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, devido maior frequência de distúrbios como ventos e o efeito borda com maior exposição à luz, o que propicia a ocupação de espécies de rápido crescimento como pioneiras. Carvalho e Felfili (2011) confirmaram a hipótese que ambientes mais estressantes teriam uma dinâmica mais acelerada estudando os afloramentos calcários do Cerrado. No presente trabalho, a dinâmica mais acelerada ocorreu após o fogo, mas o ambiente 7F, de maior dureza ambiental, não obteve maiores valores da taxa de rotatividade e dentre os ambientes queimados obteve menores taxas. Isso sugere que o fogo não provocou o mesmo comportamento em 7F em relação aos demais ambientes queimados, devido à sua flora seleta e adaptada ao distúrbio (DESLOW, 1980).

No segundo intervalo da dinâmica, os valores decresceram de uma forma geral, desacelerando os ambientes em sua dinâmica. Essa resposta inicial acelerada após distúrbio e a conseqüente diminuição expressa pela dinâmica e densidade dos indivíduos, reflete a resposta biológica à abertura

de espaço, segundo a teoria do nicho ecológico (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007) conseguinte com um atraso temporal na resposta, retardo no tempo (RICKLEFS, 2010) em que a capacidade intrínseca da espécie promove o crescimento acima da capacidade de suporte, culminando em uma mortalidade dependente da densidade (CONNEL; GRENN, 2000). O efeito também pode ser análogo ao que acontece com a mortalidade, afetando o recrutamento. Harms et al. (2000) propôs que o efeito negativo do recrutamento dependente da densidade aumenta a biodiversidade em florestas tropicais, que segundo a hipótese, um indivíduo terá menos chances de se estabelecer se estiver próximo de vários indivíduos da mesma espécie, implicando em maior competição intraespecífica, pela semelhança na capacidade e performance de captar e utilizar os recursos.

Não deve-se deixar passar despercebido que a fase de regeneração consta com indivíduos pequenos e sensíveis à mudanças microclimáticas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009), apropriando-se assim de uma cautela em se discutir sobre a diferença nas taxas de dinâmica. Uma vez que quase todos os ambientes ecológicos após o fogo obtiveram o mesmo comportamento de desaceleração na taxa de rotatividade, as teorias citadas acima tornam-se próprias e robustas para justificar tal comportamento.

Além disso, o fogo altera as condições do solo (GONZÁLEZ-PÉREZ et al, 2004; MARTINI et al., 2007) e pode afetar distintamente os parâmetros demográficos das espécies como mortalidade, recrutamento e capacidade de suporte (DORNELAS, 2010). O comportamento dos ambientes após o fogo corresponde ao modelo padrão de biodiversidade que um distúrbio severo aumenta a mortalidade dos indivíduos, mas também aumenta os recursos disponíveis e assim, a capacidade de suporte e o recrutamento das espécies (DORNELAS, 2010). A maior mortalidade no primeiro intervalo para número de indivíduos reflete o alto recrutamento em 2012, sugerindo que o fogo possa ter facilitado a entrada nos ambientes nesse primeiro momento. Resultado semelhante foi o trabalho de Kariuki e

Kooyman, (2005) onde a extração de madeira não afetou negativamente a taxa de recrutamento sendo essa superior que a de mortalidade no intervalo de amostragem. Deslow (1980) sugeriu que, embora o distúrbio possa prejudicar uma gama de espécies, ao mesmo tempo pode atuar beneficiando outras.

A dinâmica natural do estrato da regeneração tem demonstrado ter dinâmica mais acelerada em alguns trabalhos (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; SWAINE; LIEBERMAN; PUTS, 1987; URIARTE et al., 2004) e a maior taxa de rotatividade encontrada seria o resultado de um efeito compensatório de um aumento da taxa de mortalidade com o aumento do recrutamento (LIERBEMAN; LIEBERMAN, 1987), comprovando que os indivíduos que estão na fase de regeneração são mais sensíveis aos distúrbios. Assim como a dinâmica da regeneração é mais rápida que da fase madura das florestas, assim também o é sua resiliência. Martini et al. (2007) discutem sobre alta velocidade da regeneração ao encontrar nenhuma diferença significativa na riqueza de espécies entre ambientes em diferentes distúrbios, natural (clareiras) e antrópico (fogo), com o controle (sem distúrbio). Após cinco anos, no início da amostragem, a fase regenerativa das florestas já havia reestabelecido a riqueza (MARTINI et al., 2007).

Alguns ambientes do presente trabalho caminham de forma mais rápida na regeneração natural. Após três anos do fogo, a fase de regeneração atinge um status de diversidade e estrutura diferentes de 2012 e próximos da área 1NF (2F, 3F, 5F e 6F). Outros, embora tenham demonstrado o mesmo comportamento em termos de estrutura e diversidade (8F e 4F), se encontram mais lentos na recuperação após fogo. Ribeiro et al. (2013) encontraram na Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais, Brasil, uma inibição de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. em termos de riqueza e abundância, sendo uma samambaia que prejudica o estabelecimento de espécies arbustivas e arbóreas, atuando como um agravante de estresse. A

Mata Ciliar teve um *boom* de *Croton urucurana*, a presença de gramíneas do gênero *Panicum sp.* foi intensa e ainda permanece nesse ambiente.

5 CONCLUSÃO

A regeneração natural no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito demonstrou ser diferente conforme a presença do incêndio ocorrido em novembro de 2011. Ao longo de dois anos de estudos nos ambientes ecológicos, o fogo alterou os padrões de riqueza e diversidade de espécies arbóreas. Em 2012, os ambientes ecológicos apresentaram menores valores de riqueza e diversidade, aumentando consideravelmente nos anos seguintes. Estes valores iniciais se devem pela ocupação dominante de poucas espécies pioneiras, tendo estas grande mortalidade nos anos seguidos.

O efeito positivo da densidade de indivíduos arbóreos sobre a diversidade de espécies vegetais não demonstrou relação após o fogo, o qual modificou os parâmetros ecológicos de densidade e dominância, porém, sem significância para a maioria dos ambientes.

Apesar da sensibilidade do estrato regenerativo às modificações, houve tendências nos ambientes na estruturação vertical pela distribuição dos indivíduos em classes de altura superiores, principalmente à intermediária.

A velocidade de substituição de espécies na regeneração natural dos ambientes após fogo demonstrou ser mais rápida, com maiores taxas de mortalidade e recrutamento, além de maiores saldos líquidos negativos e positivos para abundância e área basal, respectivamente.

O acompanhamento da regeneração natural após o fogo nos permitirá inferir sobre a capacidade de resiliência destes ambientes, o que dependerá do histórico de distúrbios antecedentes e as adaptações aos mesmos, influenciando a sua velocidade de recuperação.

6 REFERÊNCIAS

- AYRES, M. et al. **BioStat**: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2007. 359 p.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.
- BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the earth system. **Science**, Washington, v. 324, p. 481–484, 2009.
- Brower, J. E.; Zar, J. H. Field and laboratory methods for general ecology. Dubuque: Wm. C. Brown, 1984.
- CAPERS, R. S. et al. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 93, p. 1071–1084, 2005.
- COWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples: version 9.1.0. 2013. Disponível em: <[purl.oclc.org/ estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>. Acesso em: 22 nov. 2014.
- CARVALHO, F.A.; FELFILI, J.M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Sussex: BlackWell, 2008. p. 384-408.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. **Ciencias Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human intervention and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, p. 51- 71, 2003.
- CLARK, D. A. Regeneration of canopy trees in Tropical Wet Forests. **Tree**, Amsterdam, v.1, n. 6, p. 150-154, 1986.
- COCHRANE, M. A. et al. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. **Science**, Washington, v. 284, p. 1832-1935, June 1999.

COCHRANE, M. A. **Tropical Fire Ecology**: climate change, land use and ecosystem dynamics. New York: Springer, 2009. 682 p.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-term dynamics of a neotropical forest: change within limits. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 822-828, Dec. 1992.

CONNEL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONNEL, J. H.; GRENN, P. T. Seedling Dynamics over Thirty-Two Years in a Tropical Rain Forest Tree. **Ecology**, Durham, v. 81, n. 2, p. 568-584, 2000.

COOP, J. D.; MASSATTI, R. T.; SCHOETTLE, A. W. Subalpine vegetation pattern three decades after stand-replacing fire: effects of landscape context and topography on plant community composition, tree regeneration, and diversity. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, p. 472-487, 2010.

CURI, N. et al. Geomorfologia, física, química e mineralogia dos principais solos da região de Lavras (MG). **Ciência e Prática**, Lavras, v. 14, n. 2, p. 297-307, 1990.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta botânica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n.4, p. 737-757, 2004.

DAVIES, G. M. et al. Fire intensity, fire severity and ecosystem response in heathlands: factors affecting the regeneration of *Calluna vulgaris*. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 47, p. 356-365, 2010.

DESLOW, J. S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.

DESLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, New York, v. 46, n. 1, p. 18-21, 1980.

DESLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-451, 1987.

DORNELAS, M. Disturbance and change in biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, v. 365, p. 3719-3727, Oct. 2010.

- DORNELAS, M.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. I. Biodiversity and disturbance. In: MAGURRAN, A. E.; MACGILL, B. J. **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. New York: Oxford University, 2010. Chap. 17, p. 237-251.
- DUAH-GYAMFI, A. et al. Natural regeneration dynamics of tree seedlings on skid trails and tree gaps following selective logging in a tropical moist semi-deciduous forest in Ghana. **Open Journal of Forestry**, Berlin, v. 4, n. 1, p. 49-57, 2014.
- WALTER, H. Vegetação e zonas climáticas. São Paulo: E.P.U, 1986. 330 p. dynamics in secondary tropical wet forests in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, n. 01, p. 65 -76, Jan. 2006.
- FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 145-158, abr./jun. 2011.
- GEIGER, E. L. et al. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 22, p. 312–321, 2011.
- GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and Recruitment of Trees in a Secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.
- GONZALES-PEREZ, J. A. et al. The effect of fire on soil organic matter: a review. **Environment International**, Elmsford, v. 30, p. 855– 870, 2004.
- GRUBB, P. J. The Maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 52, p. 107-145, 1977.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 3, p. 185–206, 2001.
- GUIMARÃES, J. C. C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, out./dez. 2008.

- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. São José dos Campos: INPE, 2009. 592 p.
- HARMS, K. E. et al. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, London, v. 404, n. 30, Mar. 2000.
- HOFFMAN, W. A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 3, p. 383-393, 1996.
- JOHNSONS, D. M.; MCCULLOH, K. A.; REINHARDT, K. The earliest stages of tree growth: development, physiology and impacts of microclimate. In: MEIZER, F. C.; LACHENBRUCH, K.; DAWSON, T. E. **Size and age related changes in tree structure and function**. New York: Springer, 2011. p. 65-97.
- KARIUKI, M.; KOOYMAN, R. M. Floristic changes and regeneration patterns for a 12-year period during the 3rd and 4th decades following selection logging in a subtropical rainforest. **Austral Ecology**, Carlton, v. 30, p. 844–855, 2005.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, p.77-86, 1994.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 347-358, Nov. 1987.
- MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 250-261, jan./mar. 2010.
- MARTINI, A. M. Z. et al. Community structure of vascular plants in treefall gaps and fire-disturbed habitats in the Atlantic rainforest, southern Bahia, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 303-313, 2007.
- MARZANO, R.; LINGUA, E.; GARBARINO, M. Post-fire effects and short-term regeneration dynamics following high severity crown fires in a Mediterranean forest. **IForest – Biogeoscience and Forestry**, Potenza, v. 5, p. 93-100, 2012.

MOREL, J. D. et al. Population structure of *Calypttranthes clusiifolia* O. Berg in two patches in the southern Minas Gerais State. **Bioscience Journal**, Uberlândia, 2014. No prelo.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Ains and methods of vegetation ecology**. New York: J. Wiley, 1974. 574 p.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1994-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, p. 149-161, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 51-64, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of the past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, July 1997.

OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, out./dez. 2008.

PEIXOTO, K. S. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012.

POREMBSKI, S. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 579-586, out./dez. 2007.

RIBEIRO, S. C. et al. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. Na Serra da Mantiqueira. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 65-76, jan./mar. 2013.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 535 p.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; MATTHES, L. A. F. Post-fire regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **New research on forest ecosystems**, New York, v. 1, p. 1-19, 2005.

- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.18, n.1, p. 18-26, Jan. 2003.
- SHEIL, D. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 155, p. 183–199, 2001.
- SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 359-366, Nov. 1987.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, M. A Regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- TURNER, M. G. et al. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 511–523, 1998
- UHL, C. et al. 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.
- URIARTE, M. et al. A neighborhood analysis of tree growth and survival in a Hurricane Driven Tropical Forest. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 74, n. 4, p. 591-614, 2004.
- VASCONCELOS, M. F. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 241-246, abr./jun. 2011.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.
- WALKER, B.; KINZING, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, New York, v. 2, p. 95–113, 1999.
- WALTER, H. **Vegetação e zonas climáticas**. São Paulo: E.P.U, 1986. 330 p.

WARMAN, L.; MOLES, A. T. Alternative stable states in Australia's Wet Tropics: a theoretical framework for the field data and a field-case for the theory. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 1–13, 2009.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 2, p. 337-346, Feb. 2004.

WHITE, P. S.; JENTSCH, A. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. **Ecology**, Durham, v. 62, p. 399-450, 2001.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, The Hague, v. 71, n. 3, p. 157-173, 1987.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5th ed. New Jersey: Prentice Hall, 2010. 944 p.

ANEXO

“INF, continua...”

<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	6	0,01 8	1,690	0,531	2,95 9	2,221	5,180	5	0,02 3	1,393	0,617	2,19 8	2,010	4,207	5	0,02 1	1,292	0,508	2,67 4	1,800	4,474
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,258	0,004	0,53 5	0,263	0,797
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	2	0,00 2	0,563	0,069	1,18 3	0,633	1,816	2	0,00 2	0,557	0,043	1,09 9	0,6	1,699	3	0,00 2	0,775	0,056	1,60 4	0,831	2,435
<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.	1	0,00 8	0,282	0,232	0,59 2	0,514	1,105	2	0,01 3	0,557	0,361	1,09 9	0,918	2,017	2	0,01 3	0,517	0,304	1,07 0	0,821	1,890
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	3	0,00 2	0,845	0,048	1,18 3	0,893	2,077	3	0,00 2	0,836	0,043	1,09 9	0,879	1,978	3	0,01 7	0,775	0,409	1,07 0	1,184	2,254
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	2	0,00 1	0,563	0,031	0,59 2	0,594	1,186	2	0,00 1	0,557	0,019	0,54 9	0,576	1,125	2	0,00 3	0,517	0,076	0,53 5	0,593	1,127
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	2	0,00 3	0,563	0,09	1,18 3	0,653	1,836	2	0,00 3	0,557	0,072	1,09 9	0,629	1,728	2	0,00 4	0,517	0,086	1,07 0	0,603	1,672
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	x	X	X	x	x	x	x	1	0,00 1	0,279	0,019	0,54 9	0,298	0,847	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	6	0,07	1,690	2,015	1,77 5	3,705	5,480	6	0,07 2	1,671	1,941	1,64 8	3,612	5,260	6	0,10 3	1,550	2,495	1,60 4	4,045	5,649
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	3	0,11 6	0,845	3,367	1,77 5	4,212	5,987	3	0,09 5	0,836	2,572	1,64 8	3,408	5,056	3	0,12 1	0,775	2,920	1,60 4	3,695	5,300
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	1	0,00 9	0,282	0,263	0,59 2	0,545	1,137	1	0,01 3	0,279	0,358	0,54 9	0,637	1,186	1	0,01	0,258	0,25	0,53 5	0,509	1,044
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	2	0,00 2	0,563	0,061	1,18 3	0,624	1,807	3	0,00 2	0,836	0,062	1,64 8	0,898	2,546	1	0,00 1	0,258	0,033	0,53 5	0,291	0,826
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	0,01 2	0,282	0,344	0,59 2	0,626	1,217	1	0,01 5	0,279	0,408	0,54 9	0,687	1,236	1	0,02 2	0,258	0,521	0,53 5	0,779	1,314
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	3	0,08 6	0,845	2,487	1,18 3	3,332	4,516	3	0,08 3	0,836	2,229	1,09 9	3,065	4,164	7	0,10 2	1,809	2,456	1,07 0	4,265	5,334
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand.	1	0,00 4	0,282	0,105	0,59 2	0,387	0,979	1	0,00 3	0,279	0,086	0,54 9	0,365	0,914	1	0,00 5	0,258	0,127	0,53 5	0,386	0,92
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	0,14 4	0,282	4,165	0,59 2	4,446	5,038	2	0,13 7	0,557	3,701	0,54 9	4,258	4,808	2	0,14 4	0,517	3,480	0,53 5	3,997	4,531
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	2	0,13 8	0,563	4,003	1,18 3	4,567	5,750	x	x	x	x	x	X	x	1	0	0,258	0,004	0,53 5	0,262	0,797
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	1	0,08 6	0,282	2,491	0,59 2	2,773	3,364	1	0,07 7	0,279	2,082	0,54 9	2,360	2,910	1	0,01 4	0,258	0,349	0,53 5	0,607	1,142
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	2	0,00 3	0,563	0,101	0,59 2	0,664	1,256	1	0,00 8	0,279	0,206	0,54 9	0,484	1,034	2	0,00 8	0,517	0,192	0,53 5	0,709	1,244
<i>Inga vera</i> Willd.	1	0,00 1	0,282	0,012	0,59 2	0,294	0,885	1	0	0,279	0,002	0,54 9	0,281	0,83	1	0,00 1	0,258	0,034	0,53 5	0,293	0,828

INF, continua..."

<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	2	0,00 6	0,563	0,175	0,59 2	0,739	1,330	2	0,01 6	0,557	0,443	0,54 9	1,001	1,550	2	0,02	0,517	0,488	0,53 5	1,005	1,540
<i>Leandra scabra</i> DC.	8	0,41 5	2,254	12,00 3	2,36 7	14,25 7	16,62 3	7	0,47 9	1,950	12,91 9	2,19 8	14,86 9	17,06 6	8	0,29 3	2,067	7,066	2,67 4	9,133	11,80 7
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	x	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	2	0	0,517	0,008	0,53 5	0,524	1,059
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	9	0,04 8	2,535	1,380	2,36 7	3,915	6,282	7	0,04 1	1,950	1,108	1,64 8	3,058	4,706	8	0,01 8	2,067	0,436	1,60 4	2,503	4,107
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	5	0,13 4	1,408	3,893	2,36 7	5,301	7,668	5	0,14 3	1,393	3,867	2,19 8	5,260	7,458	4	0,23 7	1,034	5,702	2,13 9	6,736	8,875
<i>Maytenus glazioviana</i> Loes. ex Taub.	3	0,01 2	0,845	0,358	1,77 5	1,203	2,978	3	0,01 2	0,836	0,327	1,64 8	1,162	2,811	3	0,01 6	0,775	0,392	1,60 4	1,167	2,771
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	1	0,00 1	0,282	0,025	0,59 2	0,306	0,898	1	0,00 1	0,279	0,027	0,54 9	0,306	0,855	1	0,00 1	0,258	0,022	0,53 5	0,28	0,815
<i>Maytenus robustoides</i> Loes.	x	X	x	x	x	x	x	1	0	0,279	0,003	0,54 9	0,282	0,831	1	0	0,258	0,011	0,53 5	0,269	0,804
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	6	0,00 9	1,690	0,253	2,95 9	1,943	4,902	6	0,01 3	1,671	0,362	2,74 7	2,033	4,781	5	0,01 2	1,292	0,292	2,67 4	1,584	4,258
<i>Maytenus sp.</i>	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,258	0,003	0,53 5	0,261	0,796
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	x	X	x	x	x	x	x	1	0	0,279	0,012	0,54 9	0,29	0,84	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	5	0,02 2	1,408	0,642	1,77 5	2,051	3,826	5	0,04	1,393	1,074	1,64 8	2,467	4,116	4	0,03 2	1,034	0,765	1,07 0	1,799	2,868
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	1	0,00 2	0,282	0,071	0,59 2	0,353	0,945	1	0,01 6	0,279	0,421	0,54 9	0,7	1,249	1	0	0,258	0,002	0,53 5	0,261	0,796
<i>Myrcia hebetata</i> DC.	1	0,00 5	0,282	0,153	0,59 2	0,435	1,026	1	0,00 4	0,279	0,098	0,54 9	0,376	0,926	1	0,00 7	0,258	0,178	0,53 5	0,437	0,971
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	15	0,06 9	4,225	1,988	4,14 2	6,214	10,35 6	15	0,05 6	4,178	1,511	4,94 5	5,689	10,63 4	14	0,04 9	3,618	1,187	4,27 8	4,805	9,083
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	2	0,00 2	0,563	0,044	0,59 2	0,607	1,199	2	0,00 1	0,557	0,038	0,54 9	0,595	1,145	2	0,00 2	0,517	0,054	0,53 5	0,571	1,106
<i>Myrciaria sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,279	0,027	0,54 9	0,306	0,855	1	0,00 1	0,258	0,025	0,53 5	0,283	0,818
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	0,00 1	0,282	0,017	0,59 2	0,298	0,89	1	0,00 1	0,279	0,027	0,54 9	0,306	0,855	1	0,00 3	0,258	0,074	0,53 5	0,333	0,868
Myrtaceae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	4	0	1,034	0,009	2,13 9	1,042	3,181
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	3	0,01 1	0,845	0,331	1,18 3	1,177	2,360	3	0,02 6	0,836	0,698	1,09 9	1,534	2,632	3	0,01 5	0,775	0,372	1,07 0	1,147	2,217

“INF, continua...”

<i>Nectandra sp.</i>	1	0,00 2	0,282	0,066	0,59 2	0,348	0,94	1	0,00 1	0,279	0,029	0,54 9	0,307	0,857	1	0,00 3	0,258	0,078	0,53 5	0,336	0,871
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	3	0,00 4	0,845	0,13	1,77 5	0,975	2,750	3	0,00 5	0,836	0,123	1,64 8	0,959	2,607	2	0,00 5	0,517	0,112	1,07 0	0,629	1,698
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	1	0	0,282	0,01	0,59 2	0,292	0,883	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Ocotea sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,01 4	0,279	0,39	0,54 9	0,669	1,218	1	0,00 1	0,258	0,027	0,53 5	0,286	0,821
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,258	0,002	0,53 5	0,261	0,796
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	1	0,00 4	0,282	0,103	0,59 2	0,385	0,977	1	0,00 4	0,279	0,116	0,54 9	0,395	0,944	1	0,00 6	0,258	0,143	0,53 5	0,402	0,936
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	0,01 8	1,127	0,534	1,18 3	1,661	2,844	2	0,01 3	0,557	0,348	0,54 9	0,905	1,455	3	0,01 5	0,775	0,356	0,53 5	1,131	1,666
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	6	0,20 1	1,690	5,814	2,95 9	7,505	10,46 3	6	0,26 9	1,671	7,265	2,74 7	8,937	11,68 4	6	0,35 7	1,550	8,616	2,67 4	10,16 6	12,84 0
<i>Psidium firmum</i> O.Berg	x	x	x	x	x	x	x	1	0,02 2	0,279	0,593	0,54 9	0,872	1,421	x	x	x	x	x	x	x
<i>Psychotria sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	2	0,00 2	0,557	0,067	0,54 9	0,624	1,173	2	0,00 5	0,517	0,109	0,53 5	0,626	1,161
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	49	0,23 6	13,80 3	6,830	5,32 5	20,63 2	25,95 8	50	0,27 5	13,92 8	7,417	4,94 5	21,34 5	26,29 0	41	0,35 9	10,59 4	8,647	4,81 3	19,24 2	24,05 4
<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	1	0,00 9	0,282	0,27	0,59 2	0,552	1,144	1	0,02 2	0,279	0,595	0,54 9	0,874	1,423	1	0,02 6	0,258	0,634	0,53 5	0,893	1,427
<i>Rubiaceae sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,258	0,002	0,53 5	0,26	0,795
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	22	0,14 1	6,197	4,070	4,73 4	10,26 8	15,00 1	22	0,21	6,128	5,678	4,39 6	11,80 6	16,20 1	38	0,25 7	9,819	6,202	4,27 8	16,02 1	20,29 9
<i>Rudgea sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,279	0,037	0,54 9	0,316	0,865	1	0,00 2	0,258	0,046	0,53 5	0,305	0,84
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	1	0,00 5	0,282	0,131	0,59 2	0,413	1,005	1	0,00 3	0,279	0,08	0,54 9	0,358	0,908	1	0,00 9	0,258	0,217	0,53 5	0,475	1,010
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	3	0,27 8	0,845	8,041	1,77 5	8,886	10,66 2	3	0,20 5	0,836	5,545	1,64 8	6,381	8,029	3	0,38	0,775	9,159	1,60 4	9,935	11,53 9
<i>Sebastiania sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 6	0,279	0,153	0,54 9	0,432	0,981	1	0,00 6	0,258	0,135	0,53 5	0,393	0,928
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	51	0,28 6	14,37 0	8,278	5,91 7	22,64 4	28,56 1	47	0,16 8	13,09 2	4,529	6,04 4	17,62 1	23,66 5	54	0,21 7	13,95 3	5,223	5,34 8	19,17 6	24,52 4
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	2	0,16 1	0,563	4,672	0,59 2	5,236	5,827	2	0,23	0,557	6,202	0,54 9	6,759	7,309	2	0,28 4	0,517	6,854	0,53 5	7,371	7,906

“INF, Conclusão”

<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	23	0,20 8	6,479	6,033	4,14 2	12,51 2	16,65 4	23	0,28	6,407	7,557	3,84 6	13,96 3	17,81 0	21	0,29 6	5,426	7,128	3,74 3	12,55 5	16,29 8
<i>Siphoneugenia sp.</i>	1	0,13 6	0,282	3,934	0,59 2	4,216	4,808	1	0,14 6	0,279	3,934	0,54 9	4,212	4,762	1	0,16 7	0,258	4,019	0,53 5	4,277	4,812
Sp.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 7	0,279	0,179	0,54 9	0,458	1,007	1	0	0,258	0,009	0,53 5	0,267	0,802
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	1	0	0,282	0,009	0,59 2	0,291	0,882	1	0	0,279	0,012	0,54 9	0,29	0,84	1	0,00 1	0,258	0,023	0,53 5	0,282	0,816
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	3	0,00 1	0,845	0,015	1,18 3	0,86	2,043	3	0,00 1	0,836	0,018	1,09 9	0,854	1,953	3	0,00 3	0,775	0,08	1,07 0	0,856	1,925
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	1	0,07 1	0,282	2,063	0,59 2	2,345	2,937	1	0,07 4	0,279	2,007	0,54 9	2,285	2,835	1	0,06	0,258	1,437	0,53 5	1,696	2,230
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	1	0,00 7	0,282	0,214	0,59 2	0,496	1,087	1	0,00 8	0,279	0,212	0,54 9	0,491	1,040	1	0,01 3	0,258	0,312	0,53 5	0,571	1,105
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1	0,00 4	0,282	0,11	0,59 2	0,392	0,983	1	0,00 6	0,279	0,168	0,54 9	0,446	0,996	1	0,00 5	0,258	0,121	0,53 5	0,38	0,914
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	2	0,00 2	0,563	0,045	1,18 3	0,608	1,792	2	0,00 3	0,557	0,085	1,09 9	0,642	1,741	1	0,00 4	0,258	0,104	0,53 5	0,363	0,897
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	3	0,00 2	0,845	0,067	1,18 3	0,912	2,096	5	0,00 8	1,393	0,217	1,64 8	1,610	3,259	6	0,01 5	1,550	0,362	2,13 9	1,912	4,051
<i>Vochysia sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	5	0,00 3	1,393	0,08	1,09 9	1,473	2,571	5	0,00 5	1,292	0,119	1,07 0	1,411	2,481
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	23	0,04 1	6,479	1,195	2,95 9	7,674	10,63 2	20	0,08 6	5,571	2,313	2,74 7	7,884	10,63 1	17	0,08 9	4,393	2,144	1,07 0	6,537	7,607
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	2	0,01 6	0,563	0,468	1,18 3	1,031	2,214	2	0,01 8	0,557	0,486	1,09 9	1,043	2,142	2	0,01 9	0,517	0,467	1,07 0	0,984	2,054
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 2	0,279	0,049	0,54 9	0,328	0,877	1	0,00 2	0,258	0,044	0,53 5	0,303	0,838
Total	35	0,03	100	100	100	200	300	35	0,03	100	100	100	200	300	38	0,04	100	100	100	200	300

2F	2012							2013							2014								
	N	Do						N	Do						N	Do							
Espécie	I	AB	DR	R	FR	VC	VI	I	AB	DR	R	FR	VC	VI	I	AB	DR	R	FR	VC	VI		
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	1	0,00	0,209	0,644	1,38	0,853	2,242	1	0,00	0,295	0,758	1,08	1,053	2,140	1	0,03	0,345	2,776	0,90	3,120	4,021		
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	20	0,00	4,184	0,479	6,94	4	4,663	7	0,07	6,490	8	5,43	18,08	23,52	16	0,04	5,517	3,618	4,50	9,135	0		
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2	0,00	0,418	1,975	1,38	9	2,394	3,783	2	0,01	0,590	1,448	1,08	7	2,038	3,125	2	0,01	0,690	1,527	1	2,217	3,118
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	9	0,00	1,883	0,812	4,16	7	2,694	6,861	10	0,00	2,950	0,707	3,26	1	3,657	6,918	11	0,00	3,793	0,648	3	4,441	7,144
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2	0,00	0,418	1,032	2,77	8	1,450	4,228	3	0,00	0,885	0,690	3,26	1	1,575	4,836	4	0,00	1,379	0,734	3	2,113	4,816
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	1	0,00	0,209	0,552	1,38	9	0,761	2,150	1	0,00	0,295	0,507	1,08	7	0,802	1,889	3	0,01	1,034	0,920	3	1,954	4,657
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	1	0,00	0,345	0,102	1	0,447	1,348
<i>Croton urucurana</i> Baill.	29	0,02	61,08	11,98	6,94	73,07	80,02	10	0,17	29,79	26,53	5,43	56,32	61,76	36	0,33	12,41	28,81	4,50	41,23	45,73		
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	2	0,00	0,418	0,790	1,38	9	1,208	2,597	2	0,00	0,590	0,278	1,08	7	0,868	1,955	2	0,00	0,690	0,401	1	1,091	1,991
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	2	0,00	0,418	1,209	1,38	9	1,628	3,017	3	0,00	0,885	0,770	2,17	4	1,655	3,829	2	0,00	0,690	0,603	2	1,293	3,095
<i>Cybianthus</i> sp	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	1	0,00	0,345	0,011	1	0,356	1,257
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	3	0,00	1,034	0,043	1	1,077	1,978
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	2	0,00	0,418	0,265	2,77	8	0,683	3,461	2	0,00	0,590	0,322	2,17	4	0,912	3,086	1	0,00	0,345	0,134	1	0,479	1,380
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	1	0,00	0,209	0,397	1,38	9	0,607	1,996	1	0,00	0,295	0,260	1,08	7	0,555	1,642	1	0,00	0,345	0,378	1	0,723	1,624
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	1	0,00	0,209	0,037	1,38	9	0,246	1,635	1	0,00	0,295	0,253	1,08	7	0,548	1,635	1	0,00	0,345	0,241	1	0,586	1,487
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	1	0,00	0,209	0,509	1,38	9	0,718	2,107	1	0,00	0,295	0,323	1,08	7	0,618	1,705	1	0,00	0,345	0,347	1	0,692	1,592
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	2	0,00	0,418	0,513	1,38	9	0,932	2,320	2	0,00	0,590	0,279	1,08	7	0,869	1,956	2	0,00	0,690	0,251	1	0,940	1,841

“2F, continua...”

<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,00	0,00	0,360	1,261			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	x	x	x	x	x	x	x	2	0,00	0,590	1,029	2,17	4	1,619	3,793	1,602	3,404			
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1	0,00	0,209	0,266	1,38	9	0,475	1,864	1	0,00	0,161	1,08	7	0,456	1,543	0,480	1,381			
<i>Helicteres brevispira</i> A.St.-Hil.	2	0,00	0,418	0,009	1,38	9	0,428	1,816	1	0,00	0,153	1,08	7	0,448	1,535	0,401	1,302			
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,295	0,168	7	0,463	1,550	0,475	1,376				
<i>Inga vera</i> Willd.	4	0,00	0,837	0,534	5,55	6	1,370	6,926	4	0,00	1,180	4,34	8	1,764	6,112	2,340	5,944			
<i>Leandra scabra</i> DC.	3	0,04	0,628	19,36	1,38	19,99	21,38	3	0,06	0,885	9,812	1,08	10,69	11,78	7,846	8,747				
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	24	8,276	0,592	4	8,868	1
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,295	0,113	7	0,408	1,495	0,398	1,299				
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	2	0,00	0,418	0,720	2,77	8	1,139	3,917	2	0,00	1,103	2,17	4	1,693	3,867	1,933	3,735			
<i>Maytenus sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,295	0,048	7	0,343	1,430	0,372	1,273				
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,345	0,008	1	0,353	1,254
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	3	0,00	0,628	0,530	2,77	8	1,158	3,936	4	0,01	1,180	2,112	4	3,292	5,466	8,239	1			
<i>Miconia urophylla</i> DC.	1	0,00	0,209	3,723	1,38	9	3,932	5,321	1	0,01	0,295	1,930	7	2,225	3,312	1,980	2,881			
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	3	0,01	0,628	7,435	4,16	7	8,063	0	3	0,02	0,885	3,235	1	4,120	7,381	5,312	8,015			
<i>Myrcia sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,295	0,014	7	0,309	1,396	0,742	2,544				
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	42	0,01	8,787	6,234	6,94	15,02	21,96	46	0,07	13,56	10,50	5,43	24,07	29,51	26,95	31,46				
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	1	0,00	0,209	0,254	1,38	9	0,464	1,852	1	0,00	0,295	0,188	7	0,483	1,569	0,595	1,496			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2	0,690	0,030	2	0,719	2,521
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,345	0,019	1	0,364	1,265

“2F, Continua...”

<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	x	2	3	0,590	0,389	4	0,979	3,153	2	2	0,690	1,000	2	1,689	3,491	
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,345	0,027	1	0,372	1,273	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1	0,00	0,209	0,307	1,38	9	0,516	1,905	1	3	0,295	0,513	7	0,808	1,895	2	4	0,690	0,372	1	1,062	1,962
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	x	x	x	x	x	x	x	1	1	0,295	0,099	7	0,394	1,481	1	2	0,345	0,158	1	0,502	1,403	
<i>Ocotea sp</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,345	0,027	1	0,371	1,272	
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	2	0,00	0,418	1,059	1,38	9	1,477	2,866	2	6	0,590	0,843	7	1,433	2,520	2	6	0,690	0,517	1	1,207	2,108
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	1	0,00	0,209	0,019	1,38	9	0,228	1,617	1	1	0,295	0,171	7	0,466	1,553	1	2	0,345	0,141	1	0,486	1,387
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	4	0,00	0,837	0,163	4,16	7	1,000	5,166	4	3	1,180	0,476	1	1,656	4,917	4	3	1,379	0,227	3	1,607	4,309
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	16	0,05	23,94	5,55	27,29	32,84			18	6	5,310	5	5	5	9	15	3	5,172	4	5	7	1
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	1	0,00	0,209	0,229	1,38	9	0,438	1,827	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	1	0,00	0,209	0,030	1,38	9	0,239	1,628	1	1	0,295	0,134	7	0,429	1,516	1	2	0,345	0,181	1	0,525	1,426
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	5	0,00	1,046	0,585	4,16	7	1,631	5,798	6	7	1,770	1,025	1	2,795	6,056	4	0	1,379	0,898	3	2,278	4,980
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1	0,00	0,209	0,161	1,38	9	0,370	1,759	1	4	0,295	0,585	7	0,880	1,967	1	6	0,345	0,518	1	0,862	1,763
<i>Sp.</i>	x	X	x	x	x	x	x	1	1	0,295	0,195	7	0,490	1,577	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	x	X	x	x	x	x	x	1	0	0,295	0,014	7	0,309	1,396	1	1	0,345	0,075	1	0,420	1,321	
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	1	0,00	0,209	1,143	1,38	9	1,352	2,741	1	2	0,295	0,239	7	0,534	1,620	1	5	0,345	0,419	1	0,764	1,665
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	1	0,00	0,209	1,495	1,38	9	1,704	3,093	1	3	0,295	0,389	7	0,684	1,771	1	5	0,345	0,432	1	0,777	1,677
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2	0	0,690	0,035	2	0,724	2,526	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	5	0,00	1,046	0,141	1,38	9	1,187	2,576	8	4	2,360	3,625	4	5,985	8,158	6	2	2,069	2,716	1	4,785	5,686
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	2	0,00	0,418	0,068	1,38	9	0,486	1,875	2	0	0,590	0,047	7	0,637	1,724	2	2	0,690	0,139	1	0,828	1,729

2F, Cconclusão*

<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	x	X	x	x	x	x	x	32	0,01		4,34	11,29	15,64	25	0,02		4,50	10,73	15,23		
		0,00			4,16		12,94		2	9,440	1,859	8	8	6	5	8,621	2,113	5	3	8	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	32	4	6,695	2,087	7	8,782	8	23	0,00		3,26		11,19	16	0,00		2,70				
									8	6,785	1,148	1	7,932	3	8	5,517	0,677	3	6,194	8,897	
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	x	X	x	x	x	x	x	4	0,00		2,17			5	0,00		1,80				
									1	1,180	0,142	4	1,322	3,496	3	1,724	0,288	2	2,012	3,814	
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2	0,00		1,80				
		0,01			2,77		12,12		x	x	x	x	x	1	0,690	0,065	2	0,754	2,556		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	5	8	1,046	8,299	8	9,345	3	5	0,00		2,17			6	0,01		1,80				
									6	1,475	0,844	4	2,319	4,493	2	2,069	1,015	2	3,084	4,886	
Total	47	0,00						33	0,00					29	0,01						
	8	2	100	100	100	200	300	9	7	100	100	100	200	300	0	1	100	100	100	200	300

3F	2012							2013							2014						
	N	Do						N	Do						N	Do					
Espécie	I	AB	DR	R	FR	VC	VI	I	AB	DR	R	FR	VC	VI	I	AB	DR	R	FR	VC	VI
<i>Aegiphila luschnatii</i> Schauer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,275	0,025	0,63	0,300	0,933
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,143	0,64	0,370	1,020	1	0,00	0,275	0,292	0,63	0,567	1,200
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	13	0,00	4,305	0,285	4,58	7	4,590	13	0,02	2,955	1,131	3,24	4,085	7,332	11	0,04	3,030	1,815	3,16	4,846	8,010
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,003	0,64	0,230	0,879	1	0,00	0,275	0,035	0,63	0,311	0,944
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	2	0,00	0,662	0,069	1,83	5	0,731	2	0,00	0,455	0,160	1,29	0,615	1,914	3	0,00	0,826	0,169	1,89	0,995	2,894
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	0,00	0,331	0,073	0,91	7	0,404	1	0,00	0,227	0,090	0,64	0,318	0,967	1	0,00	0,275	0,110	0,63	0,385	1,018
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	2	0,00	0,662	0,047	1,83	5	0,709	2	0,00	0,455	0,092	1,29	0,546	1,845	2	0,00	0,551	0,079	1,26	0,630	1,896
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	0,00	0,331	0,398	0,91	7	0,729	1	0,00	0,227	0,429	0,64	0,656	1,305	1	0,00	0,275	0,216	0,63	0,491	1,124
<i>Calyptanthes clusiifolia</i> O.Berg	3	0,00	0,993	0,009	1,83	5	1,002	2	0,00	0,455	0,006	0,64	0,460	1,110	2	0,00	0,551	0,010	0,63	0,561	1,194
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	6	0,00	1,987	0,363	2,75	2	2,350	9	0,00	2,045	0,432	2,59	2,477	5,075	7	0,00	1,928	0,361	2,53	2,290	4,821
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,275	0,066	0,63	0,342	0,975
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,00	0,331	0,002	0,91	7	0,333	2	0,00	0,455	0,152	0,64	0,607	1,256	2	0,00	0,551	0,174	0,63	0,725	1,358
<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	0,00	0,331	0,083	0,91	7	0,414	1	0,00	0,227	0,201	0,64	0,428	1,078	x	x	x	x	x	x	x
<i>Coffea arabica</i> L.	1	0,00	0,331	0,324	0,91	7	0,655	2	0,00	0,455	0,479	0,64	0,934	1,583	2	0,00	0,551	0,323	0,63	0,874	1,507
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	1	0,27	0,331	21,02	0,91	21,35	22,27	1	0,25	0,227	13,50	0,64	13,73	14,38	1	0,31	0,275	12,69	0,63	12,96	13,59
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	x	x	x	x	x	x	x	3	0,00	0,682	0,078	1,29	0,760	2,058	2	0,00	0,551	0,056	0,63	0,607	1,240
<i>Croton urucurana</i> Baill.	10	0,01	33,77	0,811	3,67	34,58	38,25	41	0,06	9,318	3,626	2,59	12,94	15,54	18	0,14	4,959	5,777	2,53	10,73	13,26
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	2	0,00	0,993	0,189	2,75	2	1,182	5	0,01	1,136	0,583	2,59	1,719	4,316	5	0,01	1,377	0,604	2,53	1,981	4,513
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	3	0,00	0,993	0,189	2,75	2	1,182	5	0,01	1,136	0,583	2,59	1,719	4,316	5	0,01	1,377	0,604	2,53	1,981	4,513
<i>Daphnopsis sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,019	0,64	0,246	0,896	x	x	x	x	x	x	x
	x	x	x	x	x	x	x	2	0,00	0,455	0,097	0,64	0,551	1,201	2	0,00	0,551	0,145	0,63	0,696	1,329

“3F, continua...”

<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	3	2	0,993	0,120	1,83	1,113	2,948	3	1	0,682	0,075	9	0,757	2,055	3	2	0,826	0,073	6	0,899	2,165
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,275	0,020	3	0,295	0,928
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	2	9	0,662	8,190	1,83	8,852	10,68	3	8	0,682	5,630	9	6,312	7,611	3	7	0,826	4,270	6	5,097	6,363
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	1	1	0,331	0,093	0,91	0,424	1,341	1	4	0,227	0,184	9	0,412	1,061	1	7	0,275	0,287	3	0,563	1,196
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,227	0,003	9	0,230	0,879	3	1	0,826	0,057	6	0,883	2,149
<i>Eugenia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,227	0,002	9	0,230	0,879	x	x	x	x	x	x	x
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	8	8	2,649	0,592	1,83	3,241	5,075	7	6	1,591	0,864	9	2,455	3,753	7	0	1,928	1,199	9	3,127	5,026
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand.	x	x	x	x	x	x	x	1	3	0,227	0,157	9	0,384	1,034	1	6	0,275	0,235	3	0,511	1,144
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1	1	0,331	0,061	0,91	0,392	1,309	1	2	0,227	0,083	9	0,310	0,959	1	3	0,275	0,113	3	0,388	1,021
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	1	0	0,331	0,037	0,91	0,368	1,286	3	3	0,682	0,162	9	0,844	2,142	3	4	0,826	0,152	6	0,979	2,244
<i>Inga vera</i> Willd.	1	0	0,331	0,036	0,91	0,367	1,285	1	3	0,227	0,182	9	0,410	1,059	1	4	0,275	0,164	3	0,439	1,072
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	1	1	0,331	0,040	0,91	0,371	1,289	2	4	0,455	0,217	9	0,672	1,971	1	4	0,275	0,149	3	0,425	1,058
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	3	1	0,993	0,103	0,91	1,096	2,014	3	4	0,682	0,223	9	0,905	1,555	3	4	0,826	0,177	3	1,004	1,636
<i>Leandra scabra</i> DC.	5	3	1,656	0,226	1,83	1,882	3,717	8	1	1,818	0,569	8	2,387	4,335	5	1	1,377	0,845	6	2,222	3,488
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	0	0,331	0,031	0,91	0,362	1,279	2	2	0,455	0,110	9	0,565	1,863	2	2	0,551	0,092	6	0,643	1,909
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	x	x	x	x	x	x	x	2	1	0,455	0,046	9	0,500	1,149	2	2	0,551	0,062	3	0,613	1,245
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1	2	0,331	0,173	0,91	0,505	1,422	1	9	0,227	0,478	9	0,706	1,355	1	2	0,275	0,485	3	0,761	1,394
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	x	x	x	x	x	x	x	2	3	0,455	0,176	9	0,630	1,929	4	5	1,102	0,183	2	1,285	3,817
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	3	0	0,993	0,745	1,83	1,738	3,573	3	3	0,682	0,686	9	1,368	2,666	3	7	0,826	0,663	6	1,489	2,755
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	1	1	0,331	0,057	0,91	0,388	1,305	1	1	0,227	0,051	9	0,279	0,928	1	1	0,275	0,025	3	0,300	0,933

“3F, continua...”

<i>Miconia chartacea</i> Triana	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,015	0,64	9	0,242	0,891	1	1	0,275	0,033	3	0,309	0,942				
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	2	0,00	5	0,662	0,396	1,83	5	1,059	2,894	3	0,01	0,682	0,524	1,94	8	1,206	3,154	3	0	0,826	0,405	1,89	9	1,231	3,130	
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	3	0,00	2	0,993	0,119	1,83	5	1,112	2,947	5	0,00	1,136	0,346	1,94	8	1,482	3,430	3	0	0,826	0,353	1,89	9	1,180	3,078	
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0	0,275	0,005	3	0,63	0,281	0,914			
<i>Myrcia</i> sp.	X	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,009	0,64	9	0,236	0,885	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	35	0,15	11,58	11,33	5,50	22,92	28,43	36	0,21	7	8,182	5	6	11,34	3,89	19,52	23,42	32	0,27	6	8,815	7	7	3,79	19,85	23,65
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	1	0,00	0	0,331	0,009	0,91	7	0,340	1,257	1	0,00	0,227	0,024	0,64	9	0,252	0,901	1	0	0,275	0,026	0,63	3	0,302	0,935	
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	1	0,22	7	0,331	17,13	0,91	17,46	18,38	1	0,28	3	0,227	3	0,64	9	15,05	15,70	1	0,33	8	0,275	7	3	13,79	14,42	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	3	0,00	1	0,826	0,031	1,26	6	0,857	2,123
<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.	X	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,022	0,64	9	0,249	0,898	2	0,00	1	0,551	0,030	0,63	3	0,581	1,214
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,006	0,64	9	0,233	0,882	1	0,00	0	0,275	0,017	0,63	3	0,292	0,925
<i>Myrtaceae</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,022	0,64	9	0,250	0,899	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	2	0,00	3	0,662	0,190	1,83	5	0,852	2,687	2	0,00	8	0,455	1,29	0,412	9	0,866	2,165	2	0,02	2	0,551	0,861	6	1,412	2,678
<i>Nectandra</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0,227	0,021	0,64	9	0,248	0,897	1	0,00	1	0,275	0,044	0,63	3	0,319	0,952
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	5	0,00	8	1,656	0,582	3,67	0	2,238	5,907	5	0,01	6	1,136	2,59	0,836	7	1,972	4,570	5	0,02	2	1,377	0,894	2	2,272	4,804
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	1	0,00	0	0,331	0,012	0,91	7	0,343	1,260	1	0,00	0	0,227	0,008	9	0,235	0,885	1	0,00	0	0,275	0,009	0,63	3	0,285	0,918
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2	0,08	7	0,662	6,567	0,91	7	7,229	8,147	3	0,12	6	0,682	1,29	6,612	9	7,294	8,592	3	0,17	0	0,826	6,796	6	7,622	8,888
<i>Persea major</i> L.E. Kopp	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	1	0,275	0,021	0,63	3	0,297	0,930
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	2	0,08	6	0,662	6,483	1,83	5	7,145	8,980	2	0,07	7	0,455	1,29	4,024	9	4,479	5,778	2	0,09	8	0,551	3,921	6	4,472	5,738
<i>Piper aduncum</i> L.	1	0,01	5	0,331	1,111	0,91	7	1,442	2,360	1	0,01	0	0,227	0,64	9	0,775	1,424	1	0,01	4	0,275	0,554	0,63	3	0,829	1,462

“3F, continua...”

<i>Piper arboreum</i> Aubl.	1	0,02 3	0,331	1,751	0,91 7	2,082	3,000	1	0,05 0	0,227	2,605	0,64 9	2,832	3,481	1	0,10 2	0,275	4,075	0,63 3	4,351	4,984
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2	0,00 1	0,662	0,079	1,83 5	0,742	2,576	2	0,00 2	0,455	0,121	1,29 9	0,576	1,874	2	0,00 8	0,551	0,302	1,26 6	0,853	2,118
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	1	0,00 7	0,331	0,512	0,91 7	0,843	1,760	1	0,04 1	0,227	2,146	0,64 9	2,373	3,022	1	0,00 7	0,275	0,282	0,63 3	0,558	1,191
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	4	0,00 2	1,325	0,164	2,75 2	1,489	4,241	8	0,02 8	1,818	1,458	3,24 7	3,277	6,523	8	0,03 4	2,204	1,364	3,16 5	3,568	6,733
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	14	0,13 4	4,636	10,12 7	4,58 7	14,76 2	19,34 9	23	0,12 4	5,227	6,474	5,19 5	11,70 2	16,89 6	20	0,14 7	5,510	5,878	3,79 7	11,38 7	15,18 5
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 2	0,275	0,066	0,63 3	0,342	0,975
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	1	0,00 0	0,331	0,023	0,91 7	0,354	1,272	2	0,00 8	0,455	0,436	1,29 9	0,891	2,189	1	0,00 0	0,275	0,009	0,63 3	0,284	0,917
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	13	0,03 6	4,305	2,694	4,58 7	6,999	6	20	0,07 8	4,545	4,074	3,89 6	12,51 8,620	6	15	0,07 0	4,132	2,800	3,79 7	10,73 6,932	0
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	1	0,00 1	0,331	0,061	0,91 7	0,392	1,309	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,275	0,055	0,63 3	0,331	0,964
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	3	0,00 0	0,993	0,037	1,83 5	1,030	2,865	3	0,00 5	0,682	0,263	1,29 9	0,945	2,244	1	0,00 2	0,275	0,088	0,63 3	0,364	0,997
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,227	0,059	0,64 9	0,286	0,936	1	0,00 2	0,275	0,071	0,63 3	0,347	0,980
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 0	0,227	0,017	0,64 9	0,244	0,894	1	0,00 0	0,275	0,020	0,63 3	0,295	0,928
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	3	0,02 0	0,993	1,509	2,75 2	2,502	5,254	3	0,02 3	0,682	1,209	1,94 8	1,890	3,838	5	0,05 7	1,377	2,272	2,53 2	3,650	6,181
<i>Strichinus brasiliensis</i> (Spreng.)	1	0,00 1	0,331	0,061	0,91 7	0,392	1,309	1	0,00 1	0,227	0,050	0,64 9	0,278	0,927	x	0,00 x	x	x	0,63 x	x	x
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	2	0,01 1	0,662	0,110	3,67 7	0,773	1,690	2	0,02 5	0,455	0,264	2,59 9	0,718	1,368	2	0,03 8	0,551	0,311	3,16 3	0,862	1,495
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	7	0,01 2	2,318	0,925	3,67 0	3,242	6,912	9	0,02 9	2,045	1,525	2,59 7	3,571	6,168	10	0,03 7	2,755	1,475	3,16 5	4,230	7,394
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	1	0,00 0	0,331	0,013	0,91 7	0,344	1,262	1	0,00 6	0,227	0,339	0,64 9	0,566	1,216	2	0,01 4	0,551	0,540	1,26 6	1,091	2,357
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	x	0,00 x	x	x	0,91 x	x	x	1	0,00 1	0,227	0,049	2,59 9	0,276	0,925	1	0,00 6	0,275	0,230	1,26 3	0,506	1,139
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0,00 0	0,331	0,004	0,91 7	0,335	1,252	11	0,08 9	2,500	0,481	3,24 7	2,981	5,578	5	0,16 6	1,377	0,241	3,79 6	1,618	2,884
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	0,00 2	0,331	0,131	0,91 7	0,462	1,379	2	0,08 1	25,45	4,258	3,24 7	29,71	32,95	77	0,16 0	21,21	6,395	3,79 7	27,60 7	31,40 4

“3F, Conclusão”

<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	3	0,00	0,993	0,008	0,91	1,001	1,919	3	0	0,682	0,019	0,64	0,700	1,350	3	1	0,826	0,030	0,63	0,856	1,489
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	1	0,00	0,331	0,007	0,91	0,338	1,256	11	2	2,500	0,116	1,94	2,616	4,564	13	7	3,581	0,295	2,53	3,876	6,408
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	16	0,00	5,298	0,246	2,75	5,544	8,296	16	0	3,636	0,537	1,29	4,173	5,472	14	8	3,857	0,306	1,26	4,163	5,428
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1	0,00	0,331	0,369	0,91	0,701	1,618	3	0	0,682	0,010	0,64	0,692	1,341	2	0	0,551	0,010	0,63	0,561	1,194
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	0,04	0,331	3,050	0,91	3,381	4,299	3	3	0,682	2,769	1,94	3,450	5,399	3	3	0,826	2,131	1,89	2,958	4,857
Total	30	0,01	100	100	100	200	300	44	0,01	100	100	100	200	300	36	0,02	100	100	100	200	300
	2	3						0	9						3	5					

Espécie	2012							2013							2014						
	N	AB	DR	DoR	FR	VC	VI	NI	AB	DR	DoR	FR	VC	VI	NI	AB	DR	DoR	FR	VC	VI
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	2	0	0,602	0,036	1,342	0,638	1,98
<i>Aegiphila luschnatii</i> Schauert	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0	0,301	0,016	0,671	0,317	0,98
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	3	1	0,490	0,293	2,041	0,783	2,824	4	3	0,998	0,313	2,326	1,310	3,636	2	3	0,602	0,203	1,342	0,805	2,14
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	10	1	1,634	0,416	6,122	2,050	8,173	6	3	1,496	0,316	3,876	1,813	5,689	7	6	2,108	0,494	2,685	2,603	5,28
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	x	x	x	x	x	x	x	3	1	0,748	0,141	1,550	0,889	2,439	1	1	0,301	0,080	0,671	0,381	1,05
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,249	0,012	0,775	0,261	1,037	1	0	0,301	0,025	0,671	0,326	0,99
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	8	0,163	4,064	1,020	4,228	5,248	2	4	0,499	1,540	1,550	2,039	3,589	2	9	0,602	1,487	1,342	2,090	3,43
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	1	1	0,163	0,487	1,020	0,651	1,671	1	2	0,249	0,195	0,775	0,444	1,219	1	2	0,301	0,133	0,671	0,435	1,10
<i>Calyptanthus clusiifolia</i> O.Berg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0	0,301	0,001	0,671	0,302	0,97
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	0	0,163	0,229	1,020	0,393	1,413	3	1	0,748	0,142	2,326	0,890	3,216	2	1	0,602	0,084	1,342	0,686	2,02
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	1	1	0,163	0,304	1,020	0,468	1,488	2	2	0,499	0,200	1,550	0,699	2,249	2	9	0,602	0,689	1,342	1,292	2,63

"5F, continua..."

<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5	0,00 3	0,817	1,277	4,082	2,094	6,175	4	0,01 4	0,998	1,545	2,326	2,543	4,869	5	0,03 4	1,506	2,728	2,685	4,234	6,91 8
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 2	0,249	0,242	0,775	0,492	1,267	2	0,00 6	0,602	0,472	0,671	1,074	1,74 5
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	0,00 2	0,327	0,867	1,020	1,194	2,214	2	0,00 7	0,499	0,728	0,775	1,227	2,002	2	0,00 7	0,602	0,597	0,671	1,199	1,87 0
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,249	0,058	0,775	0,307	1,082	1	0,00 0	0,301	0,025	0,671	0,326	0,99 7
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	0,00 0	0,163	0,229	1,020	0,393	1,413	3	0,00 4	0,748	0,392	2,326	1,140	3,466	6	0,00 8	1,807	0,635	3,356	2,442	5,79 8
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	4	0,00 2	0,654	0,788	3,061	1,442	4,503	4	0,01 1	0,998	1,159	2,326	2,157	4,482	4	0,00 9	1,205	0,750	2,013	1,955	8 8
<i>Croton urucurana</i> Baill.	41	0,07 9	67,157	40,06	6,122	107,2	113,3	117	0,30 3	29,17	33,27	62,45	67,10	2	0,45 1	16,26	36,06	52,33	55,6	0	86 86
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	2	0,00 3	0,327	1,580	1,020	1,907	2,928	2	0,00 9	0,499	1,040	0,775	1,539	2,314	1	0,00 5	0,301	0,394	0,671	0,695	1,36 6
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	1	0,00 2	0,163	1,117	1,020	1,281	2,301	2	0,02 2	0,499	2,426	1,550	2,924	4,475	3	0,00 7	0,904	2,160	2,013	3,063	5,07 7
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	1	0,00 0	0,163	0,057	1,020	0,221	1,241	x	x	x	x	x	X	1	0,00 4	0,301	0,290	0,671	0,591	1,26 2	
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0,00 1	0,301	0,098	0,671	0,399	0	1,07 0
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	1	0,00 1	0,163	0,545	1,020	0,708	1,728	2	0,00 2	0,499	0,251	1,550	0,750	2,300	1	0,00 3	0,301	0,229	0,671	0,530	1,20 1
<i>Daphnopsis sp.</i>	x	x	x	x	x	x	X	2	0,00 0	0,499	0,017	1,550	0,516	2,066	1	0,00 0	0,301	0,026	0,671	0,327	0,99 8
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	1	0,00 0	0,163	0,067	1,020	0,231	1,251	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	4	0,00 1	0,654	0,523	4,082	1,177	5,259	5	0,00 6	1,247	0,676	3,876	1,923	5,799	4	0,00 8	1,205	0,654	2,685	1,858	4,54 3
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	X	1	0,00 1	0,301	0,056	0,671	0,358	1,02 9	
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	50	0,01 0	8,170	5,181	7,143	13,35	20,49	33	0,03 5	8,229	3,851	4,651	12,08	16,73	9	0,02 5	2,711	2,027	2,013	4,738	6,75 1
<i>Erythroxylum vacciniifolium</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	X	1	0,00 2	0,301	0,183	0,671	0,484	1,15 5	
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	3	0,01 1	0,490	5,782	3,061	6,273	9,334	3	0,04 4	0,748	4,824	2,326	5,572	7,897	5	0,06 5	1,506	5,226	2,013	6,732	8,74 6
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	1	0,00 0	0,163	0,210	1,020	0,374	1,394	1	0,00 1	0,249	0,056	0,775	0,305	1,081	1	0,00 1	0,301	0,092	0,671	0,393	1,06 4

“5F, Continua...”

<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	x	x	x	x	x	x	x	4	0,00	1	0,998	0,071	0,775	1,068	1,843	4	0,00	1	1,205	0,058	0,671	1,263	1,93
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1	0	0,163	0,210	1,020	0,374	1,394	1	0,00	0	0,249	0,011	0,775	0,260	1,036	1	0,00	0	0,301	0,023	0,671	0,324	0,99
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	1	0	0,163	0,078	1,020	0,241	1,262	1	0,00	0	0,249	0,036	0,775	0,286	1,061	1	0,00	0	0,301	0,017	0,671	0,318	0,99
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0	0,163	0,144	1,020	0,307	1,327	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	6	8	0,980	3,888	5,102	4,868	9,970	9	0,02	1	2,244	2,295	3,876	4,540	8,416	11	0,03	8	3,313	3,043	3,356	6,357	9,71
<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	2	2	0,327	0,930	1,020	1,256	2,277	2	0,01	0	0,499	1,147	0,775	1,646	2,421	2	0,01	3	0,602	1,037	0,671	1,640	2,31
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	1	2	0,163	0,805	1,020	0,969	1,989	1	0,00	2	0,249	0,217	0,775	0,467	1,242	1	0,00	0	0,301	0,008	0,671	0,309	0,98
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	4	5	0,654	2,525	2,041	3,179	5,219	6	0,09	2	1,496	0	2,326	6	2	10	0,04	0	3,012	3,166	4,027	6,178	10,2
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	11	1	1,797	5,515	5,102	7,313	12,415	20	0,05	6	4,988	6,178	5,426	11,16	16,59	27	0,05	9	8,133	4,693	6,040	6	18,8
Sp.1	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0	0,249	0,008	0,775	0,257	1,033	x	0,00	x	x	x	x	x	x
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	1	4	0,163	1,986	1,020	2,149	3,170	2	0,01	9	0,499	2,122	1,550	2,621	4,171	2	0,05	2	0,602	4,129	1,342	4,732	6,07
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	2	1	0,327	0,492	2,041	0,818	2,859	13	0,01	0	3,242	1,103	3,101	4,345	7,446	10	0,00	6	3,012	0,469	1,342	3,481	4,82
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	2	0,249	0,249	0,775	0,498	1,273	2	0,00	7	0,602	0,528	1,342	1,131	2,47
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	4	0	0,654	0,112	2,041	0,765	2,806	3	0,00	1	0,748	0,087	1,550	0,835	2,385	x	0,00	x	x	x	x	x	x
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0,00	0	0,301	0,025	0,671	0,326	7	0,99
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	40	9	6,536	4,358	3,061	4	5	82	0,07	2	20,44	7,927	6,977	28,37	35,35	60	0,08	8	18,07	7,014	6,711	6	31,7
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	3	2	0,490	0,925	2,041	1,415	3,456	3	0,00	3	0,748	0,364	1,550	1,112	2,662	6	0,00	3	1,807	0,259	1,342	2,066	3,40
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	1	0,00	0	0,301	0,005	0,671	0,306	7	0,97
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	2	4	0,327	2,022	2,041	2,349	4,390	2	0,02	1	0,499	2,353	1,550	2,852	4,402	2	0,08	4	0,602	6,674	1,342	7,277	8,61
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00	0	0,249	0,007	0,775	0,256	1,031	1	0,00	0	0,301	0,011	0,671	0,312	0,98

“5F, Cconclusão”

<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1	0,00	0,163	0,096	1,020	0,260	1,280	1	1	0,249	0,058	0,775	0,307	1,082	1	2	0,301	0,125	0,671	0,426	1,097
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	1	0,00	0,163	0,144	1,020	0,307	1,327	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x
Total	61	0,00	100,000	100,000	200,000	300,000	401	9	100	100	100	200	300	332	2	100	100	100	200	300	

6F

Espécie	W							2013							2014							
	N	AB	DR	Do	FR	VC	VI	N	AB	DR	Do	FR	VC	VI	NI	AB	DR	Do	FR	VC	VI	
“6F, continua...”																						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	5	0,00	1,22	0,101	2,740	1,330	4,070	5	3	1,133	0,243	2,128	1,460	3,587	4	3	1,133	0,163	2,083	1,296	3,379	
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	x	x	x	x	X	x	x	1	1	0,283	0,106	1,064	0,349	1,413	1	7	0,283	0,340	1,042	0,624	1,665	
<i>Annona cacans</i> Warm.	x	x	x	x	X	x	x	2	1	0,850	0,050	2,128	0,537	2,664	1	1	0,283	0,032	1,042	0,315	1,357	
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	4	0,00	0,98	0,231	1,370	1,214	2,584	1	2	0,283	0,193	1,064	0,437	1,500	1	5	0,283	0,228	1,042	0,512	1,553	
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	1	0,00	0,24	0,131	1,370	0,377	1,747	2	1	0,567	0,076	1,064	0,562	1,626	2	1	0,567	0,046	1,042	0,613	1,655	
<i>Clethra scabra</i> Pers.	x	x	x	x	x	x	x	2	2	0,283	0,196	1,064	0,683	1,747	3	5	0,850	0,244	2,083	1,094	3,177	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	x	x	x	x	x	x	x	1	3	0,283	0,236	1,064	0,480	1,543	4	5	1,133	0,232	2,083	1,365	3,449	
<i>Croton urucurana</i> Baill.	32	0,00	7,86	1,330	1,370	9,192	10,562	31	1	5,099	4,318	2,128	0	8	20	8	5,666	3,916	2,083	9,581	11,665	
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	15	0,00	3,68	1,301	8,219	4,986	13,206	21	1	6,516	1,731	6,383	6,840	3	18	3	5,099	2,152	6,250	7,251	13,501	
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	1	0,00	0,24	0,136	1,370	0,381	1,751	1	1	0,283	0,060	1,064	0,303	1,367	1	1	0,283	0,036	1,042	0,320	1,361	
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	22	0,15	55,0	45,00	15,06	100,0	115,115	16	0,52	35,41	43,96	12,76	84,84	97,60	125	8	1	5	8	5	86,514	
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	4	0,00	0,24	0,136	1,370	0,381	1,751	8	1	1	8	6	3	9	1	4	0,283	0,188	1,042	0,471	1,513	

"6F, continua..."

<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	4	0,00	0,98	1,910	2,778	2,892	5,670	8	6	1,983	3,045	2,151	4,992	7,142	10	7	2,833	3,352	5,208	6,185	11,393
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	1	0,00	0,24	1,180	1,370	1,426	2,796	1	1	0,567	0,893	1,064	1,136	2,200	1	4	0,283	0,694	1,042	0,977	2,019
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	2	0,00	0,49	0,728	1,370	1,219	2,589	2	7	0,567	0,625	1,064	1,112	2,176	2	3	0,567	0,652	1,042	1,218	2,260
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,283	0,028	1,064	0,271	1,335	3	1	0,850	0,066	2,083	0,916	2,999
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schltl.) DC.	x	x	x	x	x	x	x	1	1	0,283	0,107	1,064	0,351	1,414	1	0	0,283	0,024	1,042	0,308	1,349
<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	1	0,00	0,24	0,430	1,370	0,676	2,046	1	0	0,567	0,826	1,064	1,070	2,133	1	0	0,283	0,518	1,042	0,801	1,843
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl)		0,00	2,45						0,01							0,01					0,03
S.O.Grose	10	7	7	2,064	1,370	4,521	5,891	10	5	3,399	1,243	1,064	3,676	4,740	12	0	3,399	1,498	1,042	4,897	5,939
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	2	0,00	0,49	1,615	2,740	2,107	4,847	2	2	1,416	1,894	2,128	2,381	4,508	2	1	0,567	1,577	2,083	2,144	4,227
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	x	x	x	x	x	x	x	2	1	0,850	0,112	2,128	0,598	2,726	2	4	0,567	0,222	2,083	0,789	2,872
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) A.DC.	9	0,03	2,21	10,20	4,110	12,41	16,524	12	8	2,833	2,334	4,255	5,253	9,509	11	2	3,116	1,628	4,167	4,744	8,911
<i>Leandra sp.</i>	9	0,00	2,21	1,630	2,740	3,842	6,582	13	8	3,966	1,496	1,064	4,659	5,723	14	1	3,966	1,074	1,042	5,040	6,081
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	2	0,00	0,49	0,319	2,740	0,810	3,550	3	3	0,850	0,263	2,128	0,993	3,121	3	4	0,850	0,185	2,083	1,035	3,118
<i>Machaerium villosum</i> Vogel Vogel	1	0,00	0,24	0,550	1,370	0,795	2,165	1	3	0,283	0,223	1,064	0,467	1,530	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	6	0,00	1,47	0,782	2,740	2,257	4,996	4	7	0,567	0,616	2,128	1,589	3,716	5	0	1,416	1,029	3,125	2,446	5,571
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	2	0,00	0,49	1,136	1,370	1,627	2,997	2	4	0,850	1,172	1,064	1,659	2,723	1	3	0,283	3,195	1,042	3,478	4,520
<i>Miconia tristis</i> Spring	1	0,00	0,24	0,153	1,370	0,398	1,768	1	2	0,283	0,128	1,064	0,372	1,435	1	3	0,283	0,172	1,042	0,455	1,497
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	3	0,00	0,73	1,178	2,740	1,915	4,654	2	1	0,567	0,053	1,064	0,540	1,603	2	3	0,567	0,131	1,042	0,698	1,739
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	23	0,01	5,65	3,341	6,849	8,992	15,842	23	2	2,550	3,571	5,319	9,168	14,48	23	8	6,516	1,405	5,208	7,920	13,129
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	x	x	x	x	x	x	x	3	1	0,850	0,101	2,128	0,831	2,958	3	2	0,850	0,081	2,083	0,931	3,014
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem..	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	0,283	0,005	1,042	0,288	1,330

“6F, continua...”

<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	10	0,01 0	2,45 7	3,120	2,740	5,577	8,317	27	0,05 9	8,499	5,017	3,191	11,58 7	14,77 8	30	0,09 3	8,499	4,704	3,125	2	13,20	16,327
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	x	x	x	x	x	x	x	2	0,00 0	1,416	0,016	2,128	0,503	2,631	2	0,00 0	0,567	0,016	2,083	0,583	2,666	
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	0,0 01	0,24 6	0,272	1,370	0,518	1,888	1	0,00 3	0,283	0,239	1,064	0,482	1,546	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 0	0,283	0,024	1,064	0,267	1,331	1	0,00 1	0,283	0,036	1,042	0,319	1,361	
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	3	0,0 04	0,73 7	1,222	1,370	1,959	3,329	2	0,01 1	0,567	0,929	1,064	1,416	2,480	2	0,01 6	0,567	0,789	1,042	1,356	2,398	
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 6	0,283	0,511	1,064	0,754	1,818	1	0,00 0	0,283	0,004	1,042	0,287	1,329	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	7	0,0 01	1,72 0	0,181	1,370	1,901	3,271	6	0,00 4	0,850	0,327	1,064	1,787	2,850	5	0,00 9	1,416	0,433	1,042	1,849	2,891	
<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	2	0,00 1	0,49 1	0,338	1,370	0,830	2,200	2	0,00 1	0,283	0,118	1,064	0,604	1,668	2	0,00 0	0,567	0,024	1,042	0,590	1,632	
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	1	0,00 0	0,24 6	0,147	1,370	0,393	1,763	1	0,00 0	0,243	0,019	1,064	0,263	1,326	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Psidium sp.</i>	1	0,00 4	0,24 6	1,068	1,370	1,314	2,684	1	0,00 1	0,283	0,045	1,064	0,289	1,353	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	6	0,00 3	1,47 4	1,018	5,479	2,492	7,971	10	0,02 4	3,116	2,016	4,255	4,449	8,705	7	0,04 8	1,983	2,438	4,167	4,421	8,587	
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	1	0,01 1	0,24 6	3,393	1,370	3,639	5,008	1	0,07 2	0,567	6,112	1,064	6,355	7,419	1	0,09 4	0,283	4,713	1,042	4,996	6,038	
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,283	0,069	1,042	0,353	1,394	
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	6	0,01 1	1,47 4	3,185	1,370	4,659	6,029	9	0,06 5	5,666	5,498	2,128	7,688	9,815	9	0,20 9	2,550	10,52 7	13,07 7	15,160		
<i>Sp.3</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 1	0,283	0,057	1,042	0,340	1,382	
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. Ex Miq.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 0	0,243	0,001	1,064	0,244	1,308	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. Ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	1	0,00 0	0,24 6	0,136	1,370	0,381	1,751	4	0,00 2	1,133	0,164	2,128	1,138	3,265	3	0,00 3	0,850	0,144	2,083	0,994	3,077	
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	x	x	x	x	x	x	x	1	0,00 5	0,567	0,405	1,064	0,648	1,712	1	0,00 5	0,283	0,240	1,042	0,523	1,565	
<i>Tibouchina fothergillae</i> (Schrank & Mart. Ex DC.) Cogn.	2	0,00 1	0,49 1	0,327	2,740	0,818	3,558	1	0,00 1	0,283	0,056	1,064	0,299	1,363	1	0,00 6	0,283	0,307	1,042	0,590	1,632	

“7F, Conclusão”

<i>Psidium firmum</i> O. Berg	1	0,00 0	0,971	0,232	5,263	1,203	6,466	1	0,00 0	0,917	0,128	4,348	1,045	5,393	x	x	x	x	x	x
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	28	0,02 7	27,184	25,025	10,526	52,21 0	62,736	4	0,04 5	22,018	20,147	8,696	42,16 5	50,861	8	8	28,283	11,353	9,524	39,63 6
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	X	x	X	x	x	x	x	1	0,00 0	0,917	0,019	4,348	0,936	5,284	x	x	x	x	x	x
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	0,00 1	0,971	0,930	5,263	1,901	7,164	1	0,00 1	0,917	0,512	4,348	1,430	5,778	1	3	1,010	1,307	4,762	2,317
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	X	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	2	1,010	4,724	4,762	5,734
Total	103	0,00 1	100	100	100	200	300	9	0,00 2	100	100	100	200	300	9	2	100	100	100	200

4F	2012							2013							2014						
	N	A	Do				N	A	Do				N	A	Do						
Espécie	I	B	DR	R	FR	VC	VI	I	B	DR	R	FR	VC	VI	I	B	DR	R	FR	VC	VI
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	11	0,00	5,52	2,59	20,0	8,117	28,11	14	0,00	6,14	1,45	13,7	7,600	21,39	7	0,00	8,64	0,81	11,5	9,452	20,99
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	1	0,00	0,50	4,50	5,00	5,011	10,01	1	0,00	0,43	1,37	3,44	1,809	5,257	1	0,01	1,23	1,78	3,84	3,017	6,863
<i>Croton urucurana</i> Baill.	17	0,02	86,9	63,1	25,0	150,0	175,0	17	0,28	78,5	88,5	17,2	167,0	184,3	41	0,60	50,6	90,2	19,2	140,9	160,1
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	3	0,00	0,50	0,60	5,00	1,103	6,103	1	0,00	0,43	0,33	3,44	0,776	4,224	2	0,00	2,46	0,08	3,84	2,557	6,403
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	1	0,00	1,50	2,07	5,00	3,580	8,580	3	0,00	1,31	0,35	3,44	1,669	5,118	4	0,00	4,93	0,32	3,84	5,263	9,109
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	3	0,00	0,50	2,51	5,00	3,015	8,015	1	0,00	0,43	0,32	3,44	0,767	4,215	1	0,00	1,23	0,43	3,84	1,672	5,519
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	1	0,00	0,50	3,84	5,00	4,342	9,342	1	0,00	0,43	0,55	3,44	0,990	4,438	1	0,00	1,23	0,88	3,84	2,119	5,965
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	0,00	0,50	2,40	5,00	2,903	7,903	1	0,00	0,43	1,56	3,44	2,001	5,449	1	0,00	1,23	0,76	3,84	2,001	5,848
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	1	0,00	1,00	4,54	5,00	10,54	5	2	0,00	0,87	0,67	3,44	1,547	4,995	2	0,00	2,46	0,52	3,84	2,992	6,838
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2	0,00	0,50	1,70	5,00	2,210	7,210	2	0,00	0,43	0,02	3,44	0,458	3,906	x	x	x	x	x	x	x
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	1	x	x	x	x	x	X	1	0,00	0,43	0,04	3,44	0,480	3,928	x	x	x	x	x	x	x
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0,00	0,43	0,04	3,44	0,480	3,928	1	0,00	0,43	0,04	3,44	0,480	3,928	1	0,00	1,23	0,04	3,84	1,278	5,124
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	3	0,00	1,50	8,84	10,35	10,35	20,35	3	0,00	1,31	1,32	6,89	2,644	9,541	1	0,00	1,23	0,47	3,84	1,707	5,554
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs commersoniana	3	0,00	1,50	8,84	10,35	10,35	20,35	3	0,00	1,31	1,32	6,89	2,644	9,541	1	0,00	1,23	0,47	3,84	1,707	5,554
<i>Sebastiania commersoniana</i>	1	0,00	0,50	3,23	5,00	3,736	8,736	6	0,00	2,63	2,19	6,89	4,824	11,72	5	0,00	6,17	1,25	7,69	7,426	15,11
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg .	1	0,00	0,87	0,03	6,89	0,910	7,807	2	0,00	0,87	0,03	6,89	0,910	7,807	2	0,00	2,46	0,12	7,69	2,594	10,28
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	2	0,00	0,87	0,03	6,89	0,910	7,807	2	0,00	0,87	0,03	6,89	0,910	7,807	2	0,00	2,46	0,12	7,69	2,594	10,28
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	8	0,00	3,50	0,88	6,89	4,389	11,28	8	0,00	3,50	0,88	6,89	4,389	11,28	7	0,00	8,64	0,78	11,5	9,424	20,96
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	7	0,00	0,43	0,24	3,44	0,687	4,135	7	0,00	0,43	0,24	3,44	0,687	4,135	7	0,00	1,23	1,24	3,84	2,475	6,321
	1	0,00	0,87	0,04	6,89	0,924	7,820	1	0,00	0,87	0,04	6,89	0,924	7,820	1	0,00	4,93	0,16	3,84	2,475	6,321
	2	0,00	0,87	0,04	6,89	0,924	7,820	2	0,00	0,87	0,04	6,89	0,924	7,820	4	0,00	4,93	0,16	3,84	5,105	8,951

“4F, continua...”

Total	19	0,00	100	100	100	200	300	22	0,00	100	100	100	200	300	81	0,00	100	100	100	200	300
	9	1						7	1						7						

8F	2012							2013							2014						
	N	AB	DR	Do	FR	VC	VI	N	AB	DR	Do	FR	VC	VI	N	AB	DR	Do	FR	VC	VI
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	2	0	1,739	0,547	5,556	2,286	7,842	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	x	x	x	x	X	x	x	2	1	2,899	0,296	8,333	3,195	11,528	1	1	3,125	0,391	4,348	3,516	7,864
<i>Clethra scabra</i> Pers.	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	3,125	0,023	4,348	3,148	7,495
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	2	0,870	4,241	5,556	5,111	10,666	1	6	1,449	2,406	4,167	3,855	8,022	1	9	3,125	2,400	4,348	5,525	9,873
<i>Croton urucurana</i> Baill.	31	9	26,957	14,775	16,667	41,732	58,398	20	6	28,986	51,963	8,333	80,948	89,282	9	3	5	1	8,696	6	1
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	3,125	0,073	4,348	3,198	7,546
<i>Daphnopsis sp.</i>	x	x	x	x	X	x	x	2	0	2,899	0,038	8,333	2,936	11,269	2	1	6,250	0,166	8,696	6,416	15,111
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	3,125	0,026	4,348	3,151	7,499
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	68	6	59,130	62,388	27,778	121,519	149,297	24	9	34,783	37,704	20,833	72,487	93,320	1	3	3,125	0,865	4,348	3,990	8,338
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	1	1	0,870	0,978	5,556	1,847	7,403	1	1	1,449	0,291	4,167	1,740	5,907	1	1	3,125	0,366	4,348	3,491	7,838
Fabaceae	x	x	x	x	X	x	x	1	0	1,449	0,087	4,167	1,536	5,703	x	x	x	x	x	x	x
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	3	7	2,609	4	5,556	14,793	20,348	3	2	4,348	4,554	4,167	8,902	13,068	1	1	3,125	2,875	4,348	6,000	10,348
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	0	3,125	0,081	4,348	3,206	7,554
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	2	0	1,739	0,783	1	2,522	13,633	x	x	x	x	x	x	x	1	6	3,125	1,701	4,348	4,826	9,174

“8F, Conclusão”

<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	0,00	1	1	3,125	0,328	4,348	3,453	7,801				
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	1	0,00	0,870	0,163	5,556	1,033	6,589	2	0,00	3	2,899	1,123	4,167	4,021	8,188	5	0,03	15,62	13,04	24,917	37,961				
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg .	1	0,00	0,870	0,552	5,556	1,422	6,977	1	0,00	1	1,449	0,375	4,167	1,825	5,991	1	0,00	3,125	0,503	4,348	3,628	7,975			
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	x	X	x	x	X	x	x	7	0,00	0	10,14	5	0,126	8,333	1	4	x	x	x	x	x				
<i>Tibouchina sp.</i>	x	X	x	x	x	x	x	1	0,00	0	1,449	0,024	4,167	1,474	5,640	1	0	3,125	0,037	4,348	3,162	7,509			
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	1	0,00	0,870	2,243	5,556	3,112	8,668	1	0,00	2	1,449	0,787	4,167	2,237	6,403	1	0,00	3,125	0,491	4,348	3,616	7,964			
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	x	X	x	x	x	x	x	1	0,00	0	1,449	0,108	4,167	1,558	5,724	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Vismia sp.</i>	x	X	x	x	x	x	x	1	0,00	0	1,449	0,051	4,167	1,500	5,667	1	0	3,125	0,043	4,348	3,168	7,516			
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	4	0,00	1	3,478	1,145	5,556	4,623	10,179	1	0,00	0	1,449	0,068	4,167	1,517	5,684	1	0,00	3,125	0,770	4,348	3,895	8,243		
Total	11	0,00	5	1	100	100	100	200	300	69	0,00	3	100	100	100	200	300	32	0,00	4	100	100	100	200	300

