



KMILA GOMES DA SILVA

**EFEITO DO FOGO NA ORGANIZAÇÃO
ESPACIAL E DINÂMICA EM UMA FLORESTA
TROPICAL**

**LAVRAS-MG
2017**

KMILA GOMES DA SILVA

**EFEITO DO FOGO NA ORGANIZAÇÃO ESPACIAL E DINÂMICA EM
UMA FLORESTA TROPICAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Nelson Venturin
Orientador

Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho
Coorientador

**LAVRAS - MG
2017**

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

Silva, Kmila Gomes da.

Efeito do fogo na organização espacial e dinâmica em uma
floresta tropical / Kmila Gomes da Silva. - 2017.

102 p. : il.

Orientador(a): Nelson Venturin.

Coorientador(a): Warley Augusto Caldas Carvalho.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Fogo. 2. Distribuição espaço-temporal. 3. Dinâmica florestal.
I. Venturin, Nelson . II. Carvalho, Warley Augusto Caldas. III.
Título.

KMILA GOMES DA SILVA

**EFEITO DO FOGO NA ORGANIZAÇÃO ESPACIAL E DINÂMICA EM
UMA FLORESTA TROPICAL**

**FIRE OF EFFECT ON SPACE AND DYNAMIC ORGANIZATION IN A
TROPICAL FOREST**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 23 de fevereiro de 2017.

Dr. Eduardo Van Den Berg

UFLA

Dr. Gislene Carvalho de Castro

UFSJ

Dr. Paulo Oswaldo Garcia

IFSUL DE MINAS GERAIS

Prof. Dr. Nelson Venturin
Orientador

Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho
Coorientador

**LAVRAS - MG
2017**

*A Deus, pela vida, força e coragem para seguir na caminhada;
aos meus pais, Joana e Dalton (in memoriam) pelo amor, incentivo e apoio
em todas as fases da minha vida.
Exemplos de honestidade e superação.
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

Deus, pela vida, pela saúde, paz, por todas as oportunidades, pelas graças concedidas e força para superar os desafios.

Aos meus pais Joana Darque Gomes da Silva e Dalton Benevides da Silva (*in memoriam*) e meu irmão Kleberlandes Gomes da Silva por toda dedicação, apoio, paciência, compreensão, esforços, que me possibilitaram importantes conquistas e muitas que estão por vir.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pela oportunidade concedida para realização do curso de doutorado.

Ao Prof. Dr. Nelson Venturin pelo exemplo de profissionalismo, pela paciência, pelo estímulo, confiança e orientação, além de todas as oportunidades concedidas.

Ao Prof. Dr. Warley pela coorientação, pelo apoio nos trabalhos de campo e pelas contribuições para o enriquecimento desta pesquisa.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos os professores e funcionário do DCF por todo conhecimento compartilhado, apoio e oportunidades concedidas. Em especial aos professores e funcionários do Laboratório de Silvicultura pelo convívio e ensinamentos e pelos momentos de conversas informais.

Ao meu namorado Lêonidas, pelo apoio, companheirismo, ajuda e compreensão e por todos os momentos em que esteve ao meu lado.

Ao Prof. Dr. Paulo Garcia, pelas contribuições, ensinamentos e auxílio na execução deste trabalho.

À Flavia Freire e Anderson Pedro pela ajuda nas análises dos dados. Aos colegas do laboratório de Ecologia sempre dispostos a ajudar.

Aos colegas que estiveram em campo contribuíram para condução desta pesquisa, que dedicaram parte de seu tempo, alguns finais de semana, superando barreiras e enfrentando desafios. Aos estagiários e bolsistas do Laboratório de Ecologia e Silvicultura que foram essenciais para realização deste trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Silvicultura, Luciana Gonzaga, Diana, Elias, João Muguambe, Jeannot, Flora, Erick, Júlio, Raul, Josina, Clarissa, Carlos Eduardo, Juliano, Karina, Joelma, Samara, Paloma, Elisa, Larissa e Enéas pelo carinho, conversas, histórias e por todos os momentos compartilhados.

A todos aqueles que, mesmo que não tenham seus nomes aqui citados, mas que direta ou indiretamente contribuíram para esta conquista em minha vida.

RESUMO

Os objetivos deste estudo foram: 1) Caracterizar o padrão de distribuição e dependência espacial da diversidade de espécies no fragmento florestal após incêndio; 2) Identificar padrões temporais na comunidade arbórea, e caracterizar ao longo do tempo sua estrutura e dinâmica global. Um fragmento de floresta estacional semidecidual foi atingido por incêndio no ano de 1999, e nos anos 2000, 2005 e 2014 foram realizados inventários em 26 parcelas de 400 m², georeferenciadas e distribuídas em dois setores (Vale e Encosta). O índice de dano do fogo (IDF) em cada parcela foi avaliado com base em escala de notas com variação de zero a cinco. Em cada inventário, foram identificados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, calculado a diversidade de espécies com base no índice de Shannon (H'), e contabilizada a riqueza de espécies (S). Essas variáveis foram analisadas utilizando-se a curva de acumulação de espécies, em seguida os dados de S, H' e IDF foram submetidos à análise exploratória não espacial e à análise geoestatística. No estudo de dinâmica foram quantificadas para amostra total e para os dois setores os parâmetros estruturais e descritores de dinâmica, além da estrutura diamétricas e guildas regeneração. As variáveis S e H' apresentaram dependência espacial e padrão de distribuição agregado, com continuidade espacial reduzida ao longo dos inventários. Houve oscilação no número de indivíduos e aumento na área basal no decorrer dos inventários. A taxa de mortalidade reduziu, enquanto a taxa de recrutamento aumentou entre os períodos (2000-2005 e 2005-2014). Por outro lado, a taxa de ganho em área basal superou a taxa de perda. As alterações nos parâmetros da amostra total (comunidade) caracteriza uma fase de recuperação pós-incêndio. De uma forma geral, Vale e Encosta tiveram comportamentos distintos em termos de dinâmica. O elevado recrutamento seguido do crescimento dos indivíduos nas maiores classes de tamanho caracteriza o setor Encosta como resiliente, quando comparado ao Vale. Por outro lado, a substituição de espécies pioneiras por espécies clímax de luz e clímax tolerantes à sombra no Vale indica avanço na sucessão. Após 15 anos do incêndio mudanças na estrutura e recrutamento de indivíduos ainda ocorrem na floresta.

Palavras-chave: Fogo. Distribuição espaço-temporal. Dinâmica florestal. Mata Atlântica.

ABSTRACT

The objectives of this study were 1) to characterize the distribution pattern and spatial dependence of the species diversity without forest fragment after incidence of fire and 2) identify temporal patterns in the tree community and characterize its structure and global dynamics over time. A semideciduous seasonal forest fragment was struck by fire in 1999 and in 2000, 2005, and 2014, inventories in 26 plots of 400 m² were carried out, georeferenced, and distributed into two sectors (Valey and Slope). The fire damage index (FDI) in each plot was evaluated based on a score from 0 to 5. In each inventory, all tree individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm were identified, the species diversity was calculated on the basis of the Shannon index (H'), and the species richness (S) was measured. These variables were analyzed using the species accumulation curve; then the S , H' , and FDI data were subjected to non-spatial exploratory and geostatistical analyses. In the dynamics study, the structural and dynamics descriptor parameters, besides the diametric structure and regeneration guilds, were quantified for the total sampling and for the two sectors. The variables S and H' presented spatial dependence and aggregate distribution pattern, with spatial continuity reduced throughout the inventories. There was oscillation in the number of individuals and increase in the basal area during the inventories. The mortality rate decreased, while the recruitment rate increased between the periods (2000-2005 and 2005-2014). On the other hand, the gain rate in basal area exceeded the loss rate. The changes in the parameters of total sample (community) characterize a post-fire recovery phase. The high recruitment followed by the growth of individuals in the larger-size classes characterizes the Slope sector as resilient when compared to the Valey. On the other hand, the substitution of pioneer species for light-demanding climax and shadow-tolerant species in the Valey indicates advance in succession. Changes in structure and recruitment of tree individuals still occur in the forest 15 years after the disturbance.

Key words: Fire. Spatio-temporal distribution. Forest dynamics. Atlantic rain forest

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	8
1	INTRODUÇÃO GERAL	8
2	REFERENCIAL TEÓRICO	10
2.1	Pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil	10
2.1.1	Padrões das alterações temporais em comunidades arbóreas	12
2.2	Fogo: modelador de habitats	15
2.3	Abundância, riqueza e diversidade de espécies em florestas tropicais	18
3	CONCLUSÃO	21
	REFERÊNCIAS	22
	SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	29
	ARTIGO 1 Spatial and temporal distribution of species diversity in semideciduous seasonal forests with occurrence of fire	29
	ARTIGO 2 Padrão das alterações temporais de uma floresta tropical após um incêndio	52
	APÊNDICE A	88

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

A utilização indiscriminada dos recursos naturais aliada à expansão agrícola têm acarretado crescente degradação e fragmentação dos habitats florestais. O histórico de perturbação nas florestas estacionais do Estado de Minas Gerais, por exemplo, resultou em fragmentos isolados e perturbados após ocorrência de incêndios e ações de desmatamento para exploração da agropecuária e retirada de madeira (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). Assim, mudanças na composição de espécies e estrutura de comunidades florestais são aparentes e necessitam de monitoramento em longo prazo para fornecer embasamento teórico e prático para projetos de recuperação e práticas conservacionistas.

No entanto, ainda são escassos na literatura estudos que acompanham as mudanças na estrutura de comunidades florestais semidecíduais atingidas por incêndio (CARVALHO; VAN DER BERG; FERNANDES, 2012; PEIXOTO et al., 2012). Casseiro e Padial (2008), Lehmann et al. (2008) e Melo e Durigan (2010) descreveram perdas na biomassa e redução na riqueza de espécies relacionadas à intensidade e frequência deste distúrbio. Estes efeitos são consequências das aberturas no dossel que modificam as condições naturais da floresta, promovendo mudanças na distribuição espacial dos indivíduos arbóreos e alterações na diversidade e riqueza de espécies florestais.

O conhecimento sobre a distribuição espaço-temporal da vegetação a partir da abordagem da dependência espacial permite compreender os processos ecológicos, e auxiliar nas medidas de manejo sustentáveis voltadas à manutenção floresta. Associado as análises de distribuição espacial são necessários monitoramentos de comunidades florestais para entender mudanças

na estrutura que ocorrem ao longo do tempo, e compreender os processos ecológicos e os fatores externos relacionados à mortalidade, recrutamento e crescimento de indivíduos.

Para atender a esses aspectos, foi analisada a dinâmica em uma comunidade arbórea, em dois intervalos de tempo distribuídos durante 15 anos após incêndio. Foram consideradas as condições topográficas onde a floresta está inserida e o incêndio como fatores condicionantes de alterações estruturais na comunidade arbórea (SILVA et al., 2005). Assim, os objetivos desse estudo foram: 1) Caracterizar o padrão de distribuição e dependência espacial da diversidade de espécies no fragmento florestal após incêndio, e identificar alterações na configuração da comunidade arbórea ao longo do processo de regeneração natural; 2) Identificar padrões temporais na comunidade arbórea, e caracterizar ao longo do tempo sua estrutura e dinâmica global.

Esta tese está estruturada em duas partes, sendo a primeira uma revisão da literatura abordando os conceitos e contribuições relevantes sobre o tema, avanço nas pesquisas e lacunas existentes. A segunda parte corresponde à apresentação de dois artigos científicos elaborados e apresentados de acordo com as normas dos periódicos: *Revista de Biología Tropical/International Journal of Tropical Biology and Conservation* e *Acta Botanica Brasílica*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil

Ainda não existe uma definição objetiva de pesquisas ecológicas de longa duração (PELDs), mas entre os ecólogos o significado de “longa duração” está vinculado aos estudos e análises de dados de sítios escolhidos para investigação de fenômenos e processos ao longo do tempo (BARBOSA, 2013). Esses estudos englobam diferentes abordagens e métodos com o intuito de apresentar conhecimento científico sobre os ecossistemas neotropicais, seu funcionamento, dinâmica temporal e espacial (TÚNDISI, 2013). Nessas pesquisas, o monitoramento em intervalos de tempo tem como finalidade caracterizar padrões, processos e funções em comunidade biológica (MAGURRAN et al., 2010).

A criação dos programas das PELDs ocorreu num período em que a perda de biodiversidade nas florestas tropicais estava em uma situação alarmante (LOPES et al., 2012). A implantação desses programas possibilitou o acompanhamento e a distinção de processos naturais em detrimento à ação antrópica produzindo mudanças temporais nos remanescentes tropicais (KORNING; BALSLEV, 1994). Além dessa visão voltada para a ecologia florestal, as investigações em longo prazo alertam para os problemas da humanidade relacionados às dificuldades na gestão de recursos naturais, numa sociedade em expansão, a extinção em massa e as adaptações às mudanças climáticas (LINDENMAYER et al., 2012).

Os processos de elaboração e estruturação dos programas de longa duração no Brasil tiveram início em reuniões internacionais no ano de 1993 para formar a Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

(ILTER). A principal missão dessa rede foi facilitar a cooperação internacional entre cientistas envolvidos nas pesquisas de longo prazo (GOSZ, 1998).

No ano de 1998, durante o processo de estruturação e criação, o país tornou-se membro da rede ILLTER. Os temas propostos para constituir a agenda de pesquisa dos programas foram: padrões e controle da produtividade primária, dinâmica (fluxos) de nutrientes, conservação da diversidade biológica, dinâmica de populações e organização de comunidades e ecossistemas. Após consultas ao comitê formado por representantes da comunidade científica, foi compilada uma lista de 27 sítios de pesquisa, candidatos para compor as PELDs (BARBOSA, 2013). Desses, nove foram escolhidos para iniciar o programa no país. Dentre esses estavam: um na Amazônia, um no Pantanal Mato-Grossense (com duas áreas-foco), um no Cerrado do Brasil Central, dois no Sudeste (Mata Atlântica e Restinga) e três na região Sul (Floresta Ombrófila Mista, Planície de inundação do Alto Rio Paraná e Região de Banhado) (BARBOSA, 2013).

A partir de iniciativas que visam subsidiar programas e políticas para conservação e recuperação dos fragmentos florestais, pesquisas voltadas ao monitoramento de florestas estacionais foram implantadas no Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras (DCF-UFLA). Essas pesquisas têm sido desenvolvidas desde a década de 80, principalmente na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. Apesar de não pertence ao grupo das PELD's, os estudos desenvolvidos no DCF-UFLA apresentam objetivos similares das pesquisas dessa natureza (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

Na década de 90, os estudos foram direcionados aos fragmentos de florestas estacionais, sendo realizados levantamentos da heterogeneidade ambiental em paralelo aos estudos de estrutura e dinâmica. Esses, por sua vez, fizeram parte do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO); supervisionado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e gerido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento

Científico e Tecnológico (CNPq). As pesquisas foram conduzidas em parceria com a EMBRAPA Recursos Genéticos, e Universidade Federal de Brasília (UnB) (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2004). Apesar do encerramento do subprojeto PROBIO, em 2002, os estudos nessas regiões foram mantidos e, além disso, se estenderam para outras formações fisionômicas.

2.1.1 Padrões das alterações temporais em comunidades arbóreas

As mudanças temporais em comunidades arbóreas podem ser atribuídas a fatores naturais ou antropogênicos, no entanto a perda de habitat dificulta distinguir a origem dessas alterações (MAGURRAN et al., 2010). A partir de estudos de longa duração é possível investigar os agentes motores das mudanças na comunidade (KORNING; BALSLEV, 1994).

A velocidade nas alterações de florestas tropicais, de modo geral, está atrelada à fatores abióticos, como por exemplo, condição de luminosidade, fatores edáficos, relevo, precipitação, temperatura e mudanças climáticas (SLIK, 2004; LIMA, 2005; CARVALHO; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; VAN DER BERG; FERNANDES, 2012) e fatores abióticos envolvem processos ecológicos como a competição, dispersão e polinização (BALANDIER et al., 2006).

Em comunidades arbóreas com pouco perturbação, as quedas de grandes árvores são as principais responsáveis por formações de clareiras naturais e consequentemente perdas imediatas na biomassa e densidade dos indivíduos (SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000). Em curto prazo, as mudanças ocasionadas por clareiras além de influenciar, controlam a organização, crescimento e reprodução das espécies (LIMA, 2005).

As florestas tropicais também são influenciadas por fatores meteorológicos, como por exemplo o vento, umidade, temperatura e luminosidade, que diferem entre interior e borda do fragmento florestal (LAURANCE; CURRAN, 2008). De fato, nas bordas da floresta a exposição às condições externas é maior que no interior, e proporciona formação de microclima favorável às alterações da dinâmica na comunidade florestal (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

Com relação aos fatores edáficos, alterações na fertilidade do solo têm contribuído para explicar os padrões das classes de solo. Para estudar esses fatos, Phillips et al. (2004) e Salami et al. (2014) realizaram estudos em florestas na bacia do Rio Amazonas e na Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina, respectivamente. Esses autores concluíram que em locais com maior fertilidade do solo houve maior taxa de rotatividade. Por outro lado, Higuchi et al. (2008) em Floresta Estacional Semidecidual do Sul de Minas Gerais, não encontraram relações entre classes de solos e variações das taxas de dinâmica.

As modificações nos aspectos topográficos também determinam variação na disponibilidade de água e nutrientes do solo (RODRIGUES et al., 2007), isso em razão da lixiviação de nutrientes em direção as regiões de menor altitude. Essa condição influencia na estruturação espacial das espécies, proporcionando redução do porte das árvores em locais próximos às encostas, de onde parte dos nutrientes foi lixiviada (CARVALHO et al., 2005). Assim, em regiões declivosas, com encostas íngremes, o processo dinâmico de comunidades arbóreas é lento e ocorre a redução nas taxas de crescimento e recrutamento (GARCIA et al., 2015).

Também alteram a dinâmica florestal alguns fatores naturais como inundações e deslizamentos de terra (APPOLINARIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME et al., 2008; SILVA et al., 2011), e os distúrbios antrópicos como corte seletivo de madeira, presença de gado e agricultura (OLIVEIRA-FILHO

et al., 2007; HIGUCHI et al., 2008), ocorrência de incêndios (CARVALHO; VAN DER BERG; FERNANDES, 2012; PEIXOTO et al., 2012) e represamento de água (VALE et al., 2013).

Assim, os padrões nas alterações em comunidades arbóreas são determinados por heterogeneidade ambiental pré-existente atrelada ao mosaico sucessional da floresta, que por sua vez é incrementada por pressões promovidas por fragmentação florestal (efeito de borda) e distúrbios ecológicos (OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007).

As variações nas taxas de dinâmica também podem estar associadas ao atributo ambiental avaliado e ao regime de perturbação (frequência, intensidade e duração do distúrbio) (CHAZDON et al., 2007). No caso de distúrbios frequentes, a comunidade pode apresentar um padrão de constante desequilíbrio entre as taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de biomassa (APPOLINARIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007), e conseqüentemente apresentar alterações permanentes na estrutura da comunidade florestal (COCHRANE; SCHULZE, 1999). Quando as perturbações se estendem por longos períodos, o processo de degradação continuado proporciona redução na riqueza de espécies florestais (TABARELLI; CARDOSO; GASCON, 2004).

As florestas estacionais também são influenciadas por duas estações climáticas bem definidas, sendo uma chuvosa e outra biologicamente seca. Assim, o gradiente florístico das florestas perenifólias para semidecíduais e decíduais esta associado ao regime de precipitação sazonal, a redução na retenção hídrica no solo, variações na fertilidade, além do gradiente de temperatura (OLIVEIRA-FILHO; JARENKOW; RODAL, 2006). Sendo assim, a sazonalidade climática influencia na deciduidade das espécies desse ecossistema ocasionando mudanças no dossel e conseqüente luminosidade

(SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014), essa condição repercutirá na mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos (SLIK, 2004).

2.2 Fogo: modelador de habitats

Na concepção de Bowman et al. (2009), a ocorrência de incêndios em toda a história do planeta Terra comprova que o fogo exerceu pressão evolutiva sobre a biota. No entanto, as adaptações evolutivas com relação ao fogo necessitam de maiores estudos.

Evidências da ação seletiva do fogo foram relatadas na evolução das plantas, origem e montagem no domínio Savana (cerrado) (SIMON et al., 2009), e na propagação e diversificação de angiospermas, que apresentaram capacidade de desenvolvimento em ambientes frequentemente perturbados pelo fogo (BOND; SCOTT, 2010). Nesse caso, espécies de savana e floresta apresentam resiliência distinta ao fogo, devido às diferenças nas taxas de crescimento, espessura da casca, tolerância à sombra e densidade de copa. Especificamente, espécies florestais de casca fina apresentam menor resiliência ao fogo (HOFFMANN et al., 2012).

Em relação a esses biomas, incêndios de causa natural são mais comuns nas regiões do domínio do Cerrado (Savana) em relação às florestas tropicais. Tal fato pode ser justificado pela ocorrência sazonal do clima e alta incidência de descargas elétricas (raios) nas regiões de cerrado (ARCHIBALD et al., 2009). Por outro lado, nas áreas de ocorrência das florestas tropicais os incêndios geralmente estão associados à exploração desordenada do solo e/ou de origem criminal. Nessas áreas, a utilização do fogo para manejo de áreas agrícolas, como por exemplo, eliminar restos culturais, remover a vegetação natural para a formação de pastagens, podem proporcionar a ocorrência de incêndios não planejados, e refletir o regime do fogo (BOWMAN et al., 2011). Nesse caso, os

danos provocados por queimadas de origem antrópica geralmente podem ser de maiores dimensões, severidade e frequência. Logo, após um incêndio é possível registrar elevadas taxas de mortalidade de indivíduos em ecossistemas florestais (SHEIL; BURSLEM, 2003), seguida da eliminação de espécies menos resistentes e simplificação da composição de espécies (MEDEIROS; MIRANDA 2005). Nas florestas tropicais a mortalidade de indivíduos de espécies comuns é maior se comparada às espécies raras, mas essas estão mais sujeitas a extinção local, dado a viabilidade e disponibilidade de sementes no solo que é baixa em áreas atingidas por fogo (COCHRANE, 2003). Por outro lado, a abertura de clareiras originadas após o incêndio favorece o aumento na riqueza a partir do recrutamento de espécies pioneiras e secundárias (LIMA, 2005). Mas essa condição pode ser temporária, uma vez que as espécies recrutadas possuem menor abundância e estão sujeitas a mortalidade e consequente eliminação na floresta (AQUINO; WALTER; RIBEIRO, 2007; MEWS et al. 2011).

Em curto prazo o impacto do fogo incide nos menores indivíduos arbóreos (CARVALHO; VAN DENG BERG; FERNANDES, 2012; PEIXOTO et al., 2012). No entanto existem registros da mortalidade de indivíduos maiores após o incêndio que resultaram em significativo declínio na biomassa acima do solo (SLIK et al., 2008). Barlow et al. (2003), propõem mecanismos que podem explicar a elevada mortalidade de indivíduos maiores após incêndios como, baixa resistência a patógenos e estresse hídrico causado por períodos de seca. Porém, a causa da morte em indivíduos arbóreos é uma tarefa difícil, pois essa assume inúmeras causas (DICKINSON; RYAN, 2010), entre fatores do clima, ação de patógenos e efeitos do fogo (MICHALETZ; JOHNSON 2008). Para preencher essa lacuna estudos fisiológicos foram realizados para testar a hipótese que efeitos do fogo associado ao estresse hídrico determinam a morte de indivíduos maiores (VAN MANTGEM et al., 2013; BRANDO et al., 2014).

Em condições de seca os danos provocados no xilema (cavitação) após incêndio podem ser agravados por estresse hídrico, pois os mecanismos de reparo podem ser comprometidos e/ou fornecimento de água, que é escasso, não compensar as perdas de água pelas folhas (VAN MANTGEM et al., 2013). Estudos realizados por Brando et al. (2014) no sudeste da Amazônia confirmam o aumento na mortalidade de árvores após incêndio seguido de um período de seca. Os referidos autores compararam a dinâmica em diferentes fitofisionomia da Floresta Amazônica e verificaram que a mortalidade de indivíduos na floresta úmida superou a mortalidade da floresta de transição (Amazônica-Cerrado).

Além dos danos provocados na biomassa acima do solo, os efeitos do fogo no solo promovem mudanças direta ou indiretamente nas condições física, química e biológica e o grau de modificações esta associado ao tipo de solo, cobertura vegetal, duração, intensidade e frequência do incêndio (REDIN et al., 2011). A princípio ocorre à disposição imediata de minerais contidos no material orgânico e dispersão desses na superfície do solo (PIVELLO et al., 2010). Em decorrência disso, espécies arbóreas tende a reduzir em detrimento das herbáceas (MEDEIROS; MIRANDA 2005), uma vez que essas espécies possuem raízes superficiais que favorece absorção mais efetiva dos nutrientes, sendo beneficiadas no processo de retroalimentação positiva (HOFFMANN; ORTHEN; FRANCO, 2004). No entanto, com a ausência de cobertura vegetal esses nutrientes são volatilizados, partículas são suspensas e carreadas pela enxurrada, e o solo antes rico em minerais perde fertilidade (PIVELLO et al., 2010). Essas mudanças nas propriedades do solo podem se manifestar a médio e longo prazo com o aumento na frequência de incêndios, e isso repercutirá em alterações na composição e estrutura da vegetação (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

De modo geral, os incêndios florestais juntamente com os efeitos das mudanças climáticas alteram a estrutura, riqueza e composição de espécies

árboreas, e conseqüentemente afeta toda comunidade biológica local (SILVEIRA et al., 2009). Considerando as comunidades naturais como sistema aberto sujeito à ação de fatores internos e externos, entender a reconstrução de um ecossistema perturbado é algo complexo. A trajetória sucessional e dinâmica florestal são influenciadas por fatores estocásticos e o resultado disso é a formação de mosaicos sucessionais em diferentes composições florísticas e estruturais (BRACALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

2.3 Abundância, riqueza e diversidade de espécies em florestas tropicais

Os padrões de diversidade, abundância e distribuição das populações em florestas tropicais persiste como um dos tópicos desafiadores da ecologia. Outra questão é compreender os mecanismos que permitem a co-ocorrência de diferentes espécies em determinado local ou região (WEIHER et al., 2011). Entende-se que a coexistência de espécies em ecossistema é determinada tanto por condições ambientais e disponibilidade de recursos (GIACOMINI, 2007), além da evolução dos atributos morfológicos, fisiológicos e comportamentais que contribuíram para sobrevivência em determinadas situações. Assim, gradientes ecológicos configuram cenários adequados para analisar a interação e as respostas de diferentes espécies às mudanças dos fatores abióticos (GUREVITCH; SCHEINER, FOX, 2009). As espécies atingem o pico de abundância local em condições ambientais favoráveis para estabelecimento, crescimento e reprodução. Mas a variação dos fatores ambientais promove a redução na abundância destas espécies, sendo substituídas por outras mais adaptadas à nova condição ambiental (Ter STEEGE et al., 2013). A distribuição das espécies e sua abrangência no espaço está associada ao habitat adequado (RICKLEFS, 2010) e a filtragem ambiental exercer o papel de selecionar as espécies mais competitivas em determinado espectro da condição ambiental

(MUDRAK et al., 2015). No entanto, a limitação na dispersão pode substituir a filtragem ambiental em escalas espaciais e temporais (BELO et al., 2013).

Para entender o padrão de distribuição das populações arbóreas, métodos de análise espacial são aplicados aos dados de variáveis ecológicas. Os modelos incorporam a estrutura de continuidade espacial que por meio de interpoladores estimam valores em pontos não amostrados, e a partir disso é obtido a distribuição espacial das variáveis de interesse (ODA-SOUSA et al., 2010). Neste contexto, a autocorrelação espacial vem sendo difundida nos estudos ecológicos a partir da teoria da distância entre as amostras, considerando indivíduos vizinhos mais semelhantes que os distantes (DORMAN, 2007). A existência da autocorrelação espacial de certo atributo ambiental implica na ocorrência de padrões na abundância das espécies, dado que as espécies respondem as variações no ambiente. Assim, é esperado que tanto as variáveis ambientais como a distribuição das espécies sejam espacialmente estruturadas (MILLER; FRANKLIN; ASPINALL, 2007). Diante disso, entende-se que a autocorrelação espacial consiste na ausência da aleatoriedade quanto à distribuição de uma variável (LEGENDRE, 1993). Sendo assim, a distribuição aleatória esta associada à teoria neutra de Hubbell que confere intervenções da dispersão e fatores estocásticos na distribuição das espécies (ALONSO; ETIENNE; MCKANE, 2006). A proposta de Hubbell traz a tona o questionamento sobre a influência do nicho ecológico na organização e estrutura das comunidades ou se isso esta atrelado aos fatores estocásticos e a dispersão (CASEMIRO; PADIAL, 2008).

Na literatura as variáveis ambientais mais associadas com a distribuição de espécies são as características física e química do solo, umidade e topografia (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; BOTREL et al., 2002; ESPÍRITO SANTO et al., 2002; SOUZA et al., 2003) e o regime de perturbações está ligado a descontinuidade espacial das florestas. Nesses casos, o regime de distúrbio causa

a quebra da estrutura de autocorrelação espacial das variáveis ecológicas (AMARAL et al., 2013). Assim, como os distúrbios ocorrem de forma não linear no espaço e tempo, uma diversidade de espécies pode ser mantida na comunidade por meio da formação de mosaicos sucessionais com a colonização de diferentes espécies em diferentes estágios sucessionais (GIACOMINI, 2007).

3 CONCLUSÃO

Em florestas tropicais, as flutuações temporais como os distúrbios ecológicos incrementam a heterogeneidade ambiental já existente e determinam mudanças na estrutura e dinâmica de comunidades vegetais.

Apesar das limitações operacionais e financeiras em manter monitoramento nessas regiões, outras pesquisas precisam ser desenvolvidas para caracterizar e compreender as diversas respostas de populações arbóreas frente aos efeitos dos incêndios e demais fatores de degradação das florestas. Avanços nessas pesquisas e o monitoramento contínuo de comunidades florestais proporcionam divulgar a necessidade e propor estratégias de conservação em ecossistemas ameaçados.

REFERÊNCIAS

- ALONSO, D.; ETIENNE, R. S.; MCKANE, A. J. The merits of neutral theory. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.21, n.8, p. 451-457, agost. 2006.
- AMARAL, L. P. et al. Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 491-501, mai/jun. 2013.
- APPOLINARIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.28, p.347- 360, 2004.
- AQUINO, F.G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, p.793-803, set-out. 2007.
- ARCHIBALD, S. et al. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. **Global Change Biology**, Oxford, v.15, n. 3, p.613–630, mar. 2009.
- BALANDIER, P. et al. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. **Forestry**, Oxford, v. 79, n. 1, p. 3-27, Jan. 2006.
- BARBOSA, F. A. R. **Uma breve história do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-CNPq) do Brasil: da semente ao fruto**. In: Marcelo Tabarelli; Carlos Frederico Duarte da Rocha; Helena Piccoli Romanowski; Odete Rocha; Luiz Drude de Lacerda (Editores). (Org.). PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas. 1 ed. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013, v. 1, p. 15-29.
- BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, p.6–8, 2003.
- BELLO, F. et al. Evidence for scale- and disturbance-dependent trait assembly patterns in dry semi-natural grasslands. **Journal of Ecology**. Oxford, v.101, p.1237-1244, 2013.
- BOND, W. J.; SCOTT, A. C. Fire and the spread of flowering plants in the Cretaceous. **New Phytologist**, Cambridge, v. 188, n. 4, p.1137–1150, dec. 2010.

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p.195-213, 2002.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth System. **Science**, Washington, v.324, n. 24, p.481-484, apr. 2009.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. The human dimension of fire regimes on Earth. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 38, n. 12, p. 2223-2236, dec. 2011.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. v. 1. 432p .

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.

CARVALHO, D. A. et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do Rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil.. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 19, n.1, p. 91-109, 2005.

CARVALHO, L. C. S.; VAN DENG BERG, E.; FERNANDES, F. A. B. Análise da variação temporal da estrutura de uma floresta altimontana com histórico de fogo. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 2, p. 223-230, abril/ jun. 2012.

CASSEMIRO, F. A. S.; PADIAL, A. A. Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectiva. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p. 706-719, 2008.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal society B-Biological sciences**, London, v. 362, n. 28, p. 273-289, feb. 2007.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p.2-16, mar. 1999.

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

- DICKINSON, M. B.; RYAN, K. C. Introduction: strengthening the foundation of wildland fire effects prediction for research and management. **Fire Ecology**, Seattle, v.6, n.1, p.1-12, 2010.
- DORMANN, C. F. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. **Global Ecology and biogeography**, Oxford, v.16, n.2, p.129-138, 2007.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. Environmental variables and the distribution of tree species within a remnant of semi-deciduous tropical forest in Lavras, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, Belo Horizonte, v. 16, p. 331-356, 2002.
- GARCIA, P. O. et al. Florestas ciliares apresentam dinâmica uniforme? In: DAVIDE, A. C.; Botelho, S. A. (Org.). **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. 1ed. Lavras: Editora UFLA, 2015, p. 33-72.
- GIACOMINI, H. C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 521-543, 2007.
- GOSZ, J. R. **Long-term research on a global scale**. In: US LTER Network, University of New Mexico, pp. 3-6, 1998.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 592 p.
- HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 417, 2008.
- HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, Berlim, v. 140, p. 252-260, Jul. 2004.
- HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Oxford, v.15, n. 7, p. 759-768, Jul. 2012.
- 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.

- LAURANCE, W. F.; CURRAN, T. J. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, n. 4, p. 399-408, jun. 2008.
- LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, Washington, v.74, p. 1659-1673, 1993.
- LEHMANN, C. E. R. et al. Spatio-temporal trends in tree cover of a tropical mesic savanna are driven by landscape disturbance. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, p. 1304-1311, 2008.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista brasileira Botânica**, São Paulo, v.28, n.4, p. 651-670, out.-dez. 2005.
- LINDENMAYER, D. B. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, Adelaide, v. 37, n.3, p. 1-13, 2012.
- 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**, Belo Horizonte, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.
- MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 25, n. 10, p. 574-582, out. 2010.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v.19, n.3, p. 493-500, 2005.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v.33, n.1, p. 37-50, 2010.
- MEWS, H. A. et al. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, Washington, v.11, p. 73-82, 2011.
- MICHALETZ, S.; JOHNSON, E. A biophysical process model of tree mortality in surface fires. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 38, p. 2013-2029, 2008.

MILLER, J.; FRANKLIN, J.; ASPINALL, R. Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 202, p. 225-242, fev. 2007.

MUDRÁK, O. et al. Fine-scale coexistence patterns along a productivity gradient in wet meadows: shifts from trait convergence to divergence. **Ecography**, Copenhagen, v. 39, n. 3, p.338-348, marc. 2015.

ODA-SOUZA, M. et al. Comparação das estruturas de continuidade espacial em quatro formações florestais no Estado de São Paulo. **Floresta**, Paraná, v. 40, p. 515-522, 2010.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Journal of Botany**, Edinburgh. v.51, n. 3, p. 355-389, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J. M., SCOLFORO, J.R.S. Effects of 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**, Heidelberg, v.131, n.1, p.45-66, jul. 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. **Floristic relationships of seasonally dry forests on eastern south America based on tree distribution patterns**. In: PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (eds). Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation. Edinburg: CRS Press. p. 159-192, 2006.

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 (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149-161, jan.-mar. 2007.

PAIVA, L.V.; ARAÚJO, G. M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n.3, p.365-373, jul/set. 2007.

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

PHILLIPS, O. L. et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.

PIVELLO, V. R. et al. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. **Plant and Soil**. The Hague, v. 337, p. 111-123, 2010.

REDIN, M. et al. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, p. 381-392, abr-jun. 2011.

RICKLEF, R. E. **A economia da natureza**. Tradução: Pedro P. de Lima-e-Silva e Patrícia Mousinho. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009. 503 p.

RODRIGUES, L. A. et al. de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n.1, p. 25-35, 2007.

SALAMI, B. et al. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Scientia Forestalis**, São Paulo, v. 42, p. 197-207, 2014.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Uganda rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 16, n. 6, p. 765-800, 2000.

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.

SILVA, V. F. et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, Belo Horizonte, v.19, n.4, p.701-716, 2005.

SILVA, A. C. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.35, n.4, p. 883-893, 2011.

SILVEIRA, J. M. et al. A Multi-Taxa Assessment of Biodiversity Change After Single and Recurrent Wildfires in a Brazilian Amazon Forest. **Biotropica**, Washington, v. 48, n. 2, p. 170-180, 2016.

SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the**

National Academy of Sciences, Washington, n.106, n. 48, p. 20359-20364, dec.2009.

SLIK, J. W. F. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia**, Berlin, v. 141, n. 1, p. 114-120, jul. 2004.

SLIK, J. W. F. et al. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. **Oecologia**, Berlin, v.158, p. 579-588, 2008.

SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n.2, p. 185-206, 2003.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness influences the understory community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, Kansas, v. 46, n. 5, p. 512-515, 2014.

TABARELLI, M.; DA SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, London, v. 13, n. 7, p.1419-1425, jun. 2004.

Ter STEEGE, H.; et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, Washington, v. 342, p.1-9, n. 6156, oct. 2013.

TÚNDISI, J. G. **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos**. In: TABARELLI, M.; ROCHA, C. F. D. ; ROMANOWSKI, H. P.; LACERDA, L. D. PELD-CNPq: Dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, lições e perspectivas. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013. p. 29-36.

VALE, V. S. et al. Fast changes on seasonal forests community due to the soil moisture increase after damming: a dynamic study. **Revista de Biologia Tropical**, Costa Rica, v. 61, p. 1901-1917, dez. 2013.

VAN MANTGEM, P. J. et al. Climatic stress increases forest fire severity across the western United States. **Ecology Letters**, Oxford, v.16, p. 1151-1156, 2013.

WEIHER, E. et al. Advances, challenges, and a developing synthesis of ecological community assembly theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, . 366, n. 1576, p. 2403-2413, 2011.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

**ARTIGO 1 - Spatial and temporal distribution of species diversity in
semideciduous seasonal forests with occurrence of fire**

Artigo aceito para publicação no periódico “**Revista de Biología Tropical/International Journal of Tropical Biology and Conservation**”, em 22 de novembro de 2016. Elaborado de acordo com as normas do periódico.

Kmila Gomes da Silva^{1*}, Nelson Venturin¹, Warley Augusto Caldas
Carvalho¹, Anderson Pedro Bernardina Batista¹ & Leônidas Leoni Belan²

1. Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Florestal, Câmpus Universitário, 37200-000, Lavras, MG, Brazil; kmila22@yahoo.com.br; venturin@dae.ufla.br; warleycaldas@dcf.ufla.br; anderson_pedro22@yahoo.com.br.

2. Universidade Federal de Lavras, Departamento de Fitopatologia, Câmpus Universitário, 37200-000, Lavras, MG, Brazil; leonidas_agronomia@yahoo.com.br.

* Correspondence author

Abstract: The spatial and temporal distributions of vegetation can be influenced by edaphic and environmental factors as well as disturbances. The present study was undertaken to characterize the distribution and spatial dependence of species diversity in a fragment of semideciduous seasonal forest after a disturbance event by fire and to identify changes during natural regeneration. The fire, occurred in 1999, and surveys were undertaken in 2000, 2005 and 2014 in 26 geo-referenced plots (400 m²) distributed along two transects. The Fire Damage Index (FDI) in each plot was based on a scale from 0 to 5, and all of the arboreal individuals with diameters at breast height (DBH) ≥ 5 cm were identified in each plot. Species diversity was calculated using the Shannon index (H'), and species richness (S) was estimated using species accumulation curves; variations between the surveys compared based on the means and standard errors. The S, H' and FDI data were submitted to non-spatial exploratory and geostatistical analyses. After adjusting the semivariograms, the levels of spatial dependence were classified, and interpolation of the variables values were performed using ordinary kriging to characterize their spatial distributions in the form of maps. Spatial analysis was used to identify and characterize differences between the post-fire surveys in terms of the configurations of the arboreal community. The fire event influenced the spatial and temporal structures of the variables S and H'. These variables showed spatial dependence and aggregated distributions, with reduction in the distance under spatial influences and a uniformity of individuals distribution in the forest fragment at the different surveys. This research characterized the distribution and spatial dependence of the variables S and H' in a forest

fragment after a fire event, and the alterations in the arboreal community structure during natural regeneration.

Key words: Atlantic Forest, Brazil, forest fragmentation, anthropogenic disturbance, long-duration study, spatial dependence, geostatistics

Forest fragmentation is one of the principal factors promoting forest degradation. In addition to generating forest mosaics at different regeneration stages, fragmentation favors the propagation of subsequent fires and other environmental disturbances that promote spatial discontinuity of forest composition (Amaral, Ferreira, Watzlawick, Longhi, & Sebem, 2013a). In the Atlantic Forest biome, for example, habitat degradation results in reductions of both forest cover and species diversity (Ribeiro, Martensen, Metzger, Tabarelli, Scarano, & Fortin, 2011) with serious implications for forest ecosystem functioning and organization (Silva, Matos, Fonseca, & Silva Lima, 2005; Lima & Moura, 2008; Pereira, Filho, Eisenlohr, Miranda, & Filho, 2015). The spatial distribution of forest species is an interactive phenomenon involving competition, tree architecture, and the occurrence and availability of forest openings (Sanquetta, Corte, Salzmänn, & Vulcanis, 2007; Rode, Filho, Machado, & Galvão, 2010), and disturbances will be reflected in the spatial dependence of forest variables (Dormann, 2007; Miller, Franklin, & Aspinall, 2007).

Studies of the uncertain, ambiguous, and nonlinear natures of forest community disturbances will require the use of statistical tools capable of measuring those interactions to be able to increase the efficiency of remediation strategies. Geostatistics can be used to represent the spatial

distributions of environmental factors and examine the ecological aspects of recovery and these tools have been used by numerous researchers to examine the spatial dependence of forest components (Rufino, Thiersch, Ferreira, Kanegae Junior, & Fais, 2006; Amaral, Ferreira, Watzlawick, & Genú, 2010; Neves, Lemos, Gonzáles, Vieira, & Siqueira, 2010; Amaral, Ferreira, Watzlawick, Longhi, & Sebem, 2013b). These studies can help generate a better understanding of the establishment and reproduction of individuals (Condit et al., 2000), the maintenance of species diversity, succession, evolution, and adaptations (Legendre & Fortin, 1989), and optimize techniques for sustainable forest management, and sampling and monitoring of plant species (Pereira, Péllico Netto, & Carvalho, 2006). Spatial distribution studies require long-term monitoring of the ecological aspects of forest communities and must accompany recuperation processes and their rates long after a disturbance event (Taylor, Hamilton, Lewis, & Nantle, 2008).

Thus, this study was developed to characterize the distribution and spatial dependence of species richness and diversity in a forest fragment, after a disturbance event by fire, and to identify alterations in the arboreal community structure during natural regeneration.

MATERIAL AND METHODS

Study area: The present study was conducted in a remnant of seasonal semideciduous montane forest (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012), in the municipality of Ibituruna, Minas Gerais State, Brazil (21°09'40''S and 44°50'10''W). The fragment covers an area of

57.06 ha in a mountainous region, with hillside inclinations between 25° and 40°. The regional climate is humid in the Austral summer and dry in winter (Cwb by the Köppen classification), with an annual mean temperature of 20.4 °C and an annual mean rainfall of 1460 mm (Dantas, Carvalho, & Ferreira, 2007). The soils are predominantly litholic neosols, haplic cambisols, and red argisols (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2006). The forest remnant studied was surrounded by pastureland, coffee plantations, fragments of native vegetation, and a lake formed by a hydroelectric dam. A forest fire occurred in the area in August/1999, affecting an irregularly shaped area in a West to East path through the fragment (Silva, Filho, Carvalho, & Gomes, 2005).

Delimitation of the plots and evaluations: In January 2000, twenty-six 400 m² plots (20 × 20 m) were established along two transects parallel to the Western and Eastern borders of the fragment to represent the environmental variability extant in the areas impacted by fire. The plots were arranged approximately 30 m one from the other along each transect. All of the plots were geo-referenced.

Floristic surveys were undertaken in 2000, 2005, and 2014 by marking, recording, and identifying all individuals with diameters at breast height (DBH) \geq 5 cm in each plot, and then calculating their Shannon diversity indices (H') (Magurran, 1988) and species richness (S).

The species accumulation curves were plotted and the variations between the different surveys compared, based on their means and standard errors. Comparisons between the curves were based on the 95%

confidence interval (Zar, 2010) using EstimateS version 9.1 software (Cowell, 2013).

The Fire Damage Index (FDI) was calculated based on the scale proposed by Nascimento et al. (2000), with evaluations varying from zero (absence of fire in the plot) to five (maximum fire intensity) for each plot.

Geostatistical analyses: The S, H', and FDI values were used in the geostatistical analyses in association with the central coordinates of each plot. The data were initially submitted to non-spatial exploratory analyses to calculate the mean, maximum and minimum values, the coefficients of variation, and standard deviations. Based on these exploratory analyses, geostatistical analyses were undertaken to characterize the dependence and spatial variations of the variables. To analyze the structure of their spatial dependence, variographic analyses were made of the S, H' and FDI data. The experimental semivariograms were adjusted to the exponential and spherical models (Journel & Huijbregts, 1978) using the ordinary least square method. The adjusted models were used to estimate the nugget effect (C_0), sill (C_0+C), and range (A) parameters, which were used, in turn, to calculate the degree of spatial dependence (SD) using the equation: $[C/(C_0+C)] \times 100$. Spatial dependence was classified following Biondi, Myers and Avery (1994), Myers & Avery (1994), with SD considered as weak if $\leq 35.0\%$, moderate if $> 35.0\%$ and $\leq 75.0\%$, and strong if $> 75.0\%$.

After adjusting the semivariograms, the data were interpolated by ordinary kriging to characterize, in the form of maps, the spatial dependence structures of the variables in each survey. The R

computational system was used for the statistical and geostatistical analyses and for the plotting of maps (R Development Core Team, 2012) using the geoR packages (Diggle & Ribeiro Junior, 2007) and ArcGis, version 10.1, with the Geostatistical Analyst extension (Environmental Systems Research Institute, 2010).

RESULTS

Species richness and diversity: No differences were found between the different surveys, based on the accumulation curves of S and H' variables. Some increases in those variables, proportional to species abundances, were observed, although the curves of these variables for all surveys (2000, 2005 and 2014), showed the same patterns and did not differ among themselves (Fig. 1).

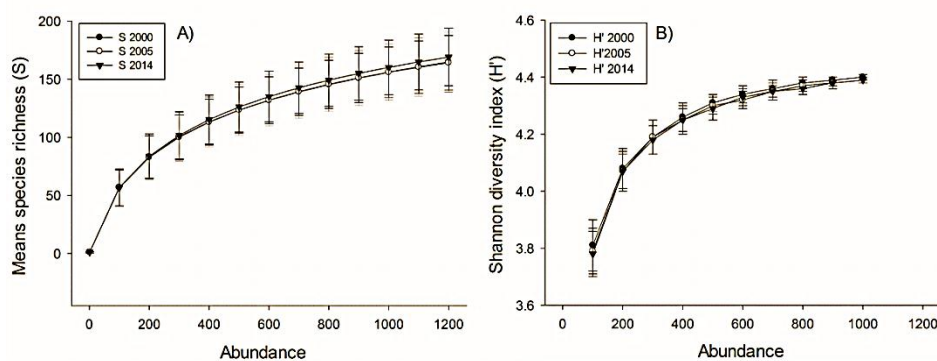


Fig. 1. Species accumulation curves as a function of abundance in a semideciduous seasonal forest in Ibituruna, MG, Brazil, in 2000, 2005 and 2014. **A.** Mean species richness and **B.** Shannon Diversity Index.

After the fire, the number of individuals and species detected was similar: 1046 individuals were catalogued in the year 2000, 979 in 2005, and 1093 in 2014; these represented 159, 154, and 163 species, respectively. The most abundant species in all three forest surveys were *Cupania vernalis*, *Gymnanthes klotzschiana*, and *Prunus myrtifolia*; but only *C. vernalis* and *G. klotzschiana* were among the ten species with the highest densities in both transects. The H' values for the three surveys were 4.41, 4.39, and 4.40 nats.ind.⁻¹ respectively, indicating that there were no statistical differences between them, and making it impossible to characterize the influence of fire on plant diversity, based on the species accumulation curves for the evaluated years after the fire event.

Spatial continuity analyses: Based on the descriptive analyses of S and H' data, there were alterations of those variables after the fire event and heterogeneity of the data, with higher values in the year 2000 variance (s^2), standard error (s), and coefficient of variance (CV). The median values of the variables did not oscillate during the surveys, although there were variations in data amplitudes, with the largest values observed in 2000 and the smallest in 2014 (Table 1), characterizing a de-structuring of the variables as a possible consequence of fire, with posterior stability. The reductions of the variance (s^2), and coefficient of variance (CV) values of the S and H' values between the 2000 and 2014 surveys (Table 1), confirm this observation.

TABLE 1
 Statistical summary of the species richness (S) and Shannon diversity index (H') variables in three floristic surveys undertaken in a fragment of semideciduous seasonal forest in Ibituruna, MG, Brazil.

Variable	Survey Year	Average	V. máx. ¹	V. mín.	s ²	s	CV
S	2000	23.88	36	6	49.42	7.03	29.42
	2005	22.42	33	8	42.25	6.50	28.99
	2014	23.31	31	11	28.41	5.33	22.89
H'	2000	2.86	3.41	1.53	0.17	0.41	14.36
	2005	2.80	3.32	1.81	0.14	0.38	13.71
	2014	2.86	3.32	2.22	0.08	0.29	9.98
FDI	1999	2.19	4	0	1.69	1.30	59.15

¹V. Max. = Maximum value; V. Mín. = Minimum value; s² = Variance; s = Standard Error; CV = Coefficient of variation.

Spatial analyses demonstrated alterations in the structural variables following the fire. There was spatial dependence of S and H' variables, and the spherical and exponential models were adjusted accordingly (Fig. 2; Table 2). The S variable spatial dependence resulted moderate in all three surveys; while H' was stronger for the 2000 and 2005 surveys, and only moderate in 2014 (Table 2).

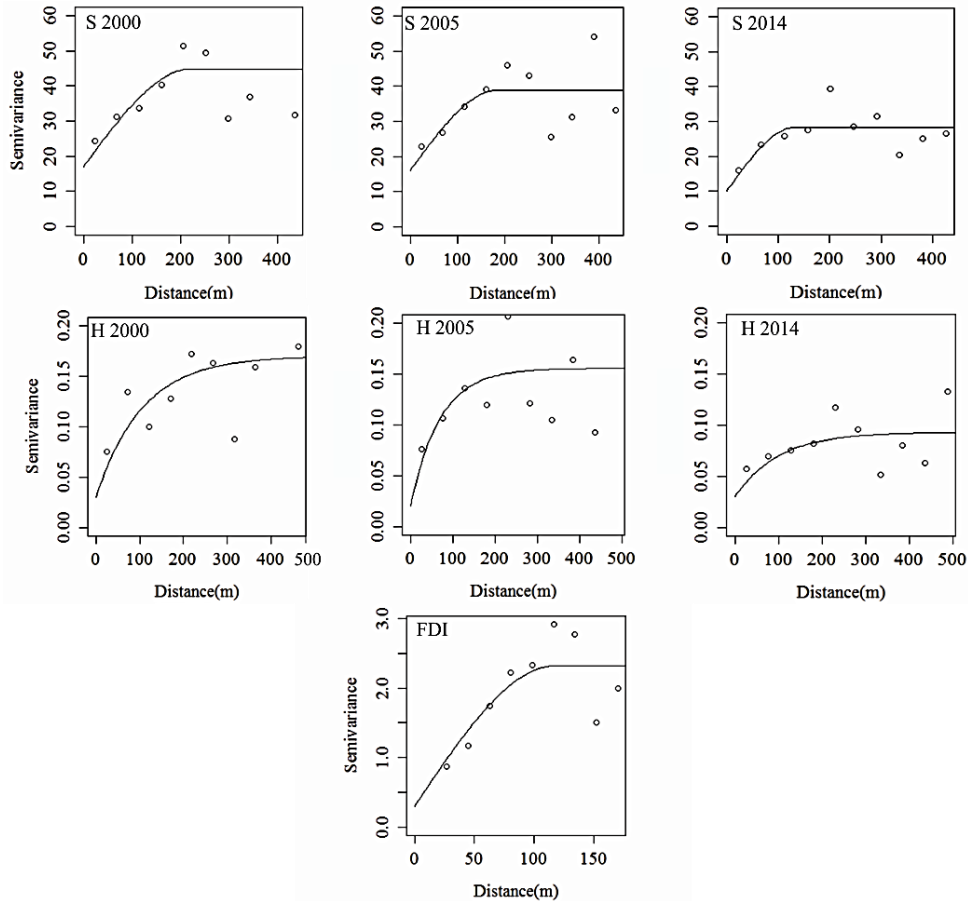


Fig. 2. Spherical and exponential semivariograms for the variables of species richness (S), Shannon diversity index (H') and the Fire Damage Index (FDI) in a fragment of semideciduous seasonal forest in Ibituruna, MG, Brazil, during plant surveys undertaken in 2000, 2005 and 2014.

TABLE 2

Parameters of semivariograms models referring to the species richness (S), Shannon diversity index (H') and Fire Damage Index (FDI) in a fragment of semideciduous seasonal forest in Ibituruna, M G, Brazil, during plant surveys undertaken in 2000, 2005 and 2014.

Variable	Models	Survey Year	Co ¹	(Co+C)	A (m)	SD (%)
S	Spherical	2000	17	44.82	221.90	62
		2005	16	38.86	185.43	59
		2014	10	28.25	132.54	65
H'	Exponential	2000	0.03	0.17	317.57	82
		2005	0.02	0.16	207.81	87
		2014	0.03	0.09	299.57	68
FDI	Spherical	1999	0.3	2.01	117.85	87

¹Co = Nugget effect; Co+C = Sill; A = Range; SD = Spatial dependence.

Both variables demonstrated reductions in their value ranger, nugget effect, and sill during the series of three surveys (Table 2), that is, a reduction in the distance under spatial influence, and the uniformity of tree distributions in the forest fragment.

The variables FDI, S, and H' showed spatial dependence and aggregated patterns of distribution (Fig. 2 and Fig. 3). The fire spread from East to West and some fragment areas were more severely damaged (FDI) (Fig. 3); these focal points likewise demonstrated smaller S and H' values and a gradient was established from them (Fig. 3). In these cases,

the spatial distributions of the arboreal species were dependent on their distances from the focal points of the fire.

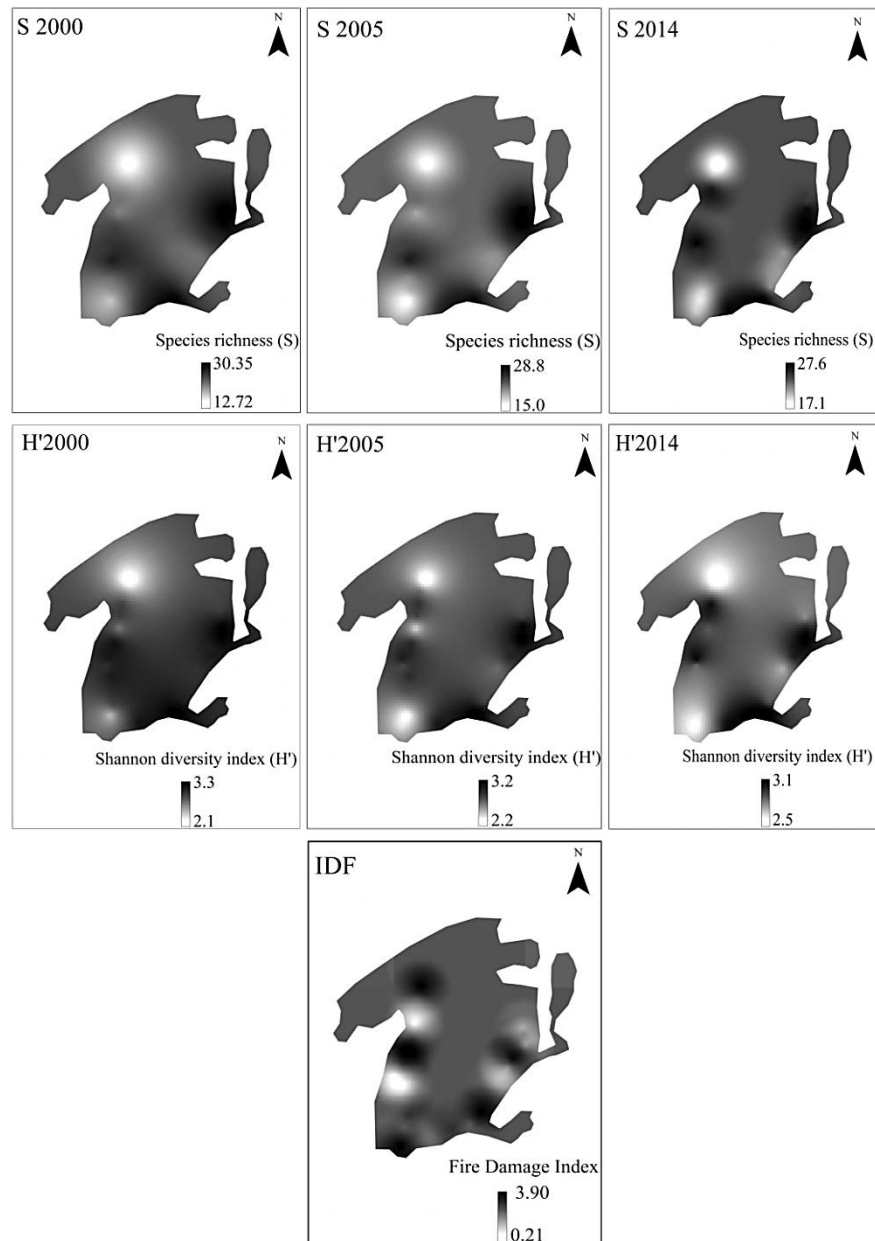


Fig. 3. Kriging maps for the species richness (S), Shannon diversity index (H'), and Fire Damage Index (FDI) variables in a semideciduous seasonal forest fragment in Ibituruna, MG, Brazil, in three floristic surveys undertaken in 2000, 2005 and 2014.

There was an increase in areas showing greater species richness and a reduction in areas with high species diversity following the first survey (Fig. 3).

DISCUSSION

It was not possible to characterize the influences of the fire on the structure of the arboreal community studied here, based on numerical analyses and the accumulation curves of S and H' variables. The S values in all three surveys were intermediate in relation to other seasonal semideciduous forest with known fire occurrences; Peixoto et al. (2012) reported from 148 to 168 species, while Abreu, Pinto, and Mews (2014) reported from 102 to 100 species under similar conditions, and the latter group was unable to identify alterations in the forest community after a fire event (as was seen in the present study).

The H' values reported here were intermediate in terms of published results from other forest fragments for the same region (Alto Rio Grande) without reported fires (Botrel, Filho, Rodrigues, & Curi, 2002; Nunes, Mendonça, Filho, Botezelli, & Machado, 2003; Dalanesi, Filho, & Fontes, 2004; Guilherme, Filho, Appolinário, & Bearzoti, 2004; Carvalho, Filho, Fontes, & Curi, 2007). As such, the numerical analyses of the H' variable was not useful to characterize the consequences of the event of fire or alterations resulting from regeneration processes, and could only be characterized based on the spatial analyses of the data.

The differential effects of fire in the sampled plots contributed to the observed variability of the data, although the reductions of the values of the coefficient of variation and the measures of dispersion (s^2 and s), indicated the reestablishment of homogeneous distributions of S and H' after the disturbance.

Aggregated patterns of spatial distribution are characteristic results of fires in small forest fragments (Pereira, Barros, Acerbi Junior, Pereira, & Reis, 2013). After a fire event, areas (or foci) are created with smaller S and H' values due to high fire damage intensity in those sites, resulting in spatial distribution gradients of the variables analyzed, which are dependent on their distance from those foci. As disturbances of equivalent proportions are not repeated, this interference gradually becomes reduced, characterizing natural regeneration. This result could also be seen in the attenuation of spatial dependence in sequential surveys. In terms of the variable H' , the spatial dependence was classified as strong in 2000, but alternated to moderate in 2014; this demonstrated a lower degree of dependence in relation to the initial foci.

The occurrence of clearings in forest fragments can initially result in independence of the different regions of the forest community (Lima, 2005; Lima & Moura, 2006), with consequent spatial dependence on the pre-existing population. These canopy opening sites are initially colonized by species that had been excluded by interspecific competition, but returned and became established in those recently disturbed sites (Fox, 2013). This was observed in the present study, with a reduction in the areas that demonstrated small S values in the 2000 survey, with distancing occurring between new individuals and their mother plants

during the process of natural regeneration, with consequent reductions in spatial dependence. After forest reconstruction, the renewed dominance of species adapted to low-light environments resulted in reduced diversity (Bello et al., 2013).

Natural phenomena, in the case of natural regeneration, introduce spatial conditioning (Amaral et al., 2013b). As such, variations in plant distributions are not random and will demonstrate some degree of spatial dependence, and this dependence cannot be identified through classical analyses (Miller et al., 2007; Batista, Melo, Raimundo, Scolforo, Reis, & Scolforo, 2016) as observed in the present study. In that sense, as described by Amaral et al. (2013b), analyses that assume independence among samples, have been substituted by geostatistical analyses that provide more reliable and precise data for decision-making by forest administrators.

As such, we were able to identify alterations in the configuration of the arboreal community after a fire disturbance by its influence on the spatial and temporal structures of the variables S and H' . These variables demonstrated spatial dependence and aggregated distributions, with reduction in the distance under spatial influences during the evaluation period, characterizing the stability of the arboreal community. During the process of natural regeneration, the distributions of these variables remained aggregated, although the more advanced successional stage demonstrated lower spatial dependence.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the team at the Laboratório de Silvicultura e Ecologia of the Departamento de Engenharia Florestal of the Universidade Federal de Lavras (UFLA) for their assistance with the fieldwork. K. G. Silva thanks the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the doctoral scholarship grant.

RESUMEN

Distribución espacial y temporal de la diversidad de especies en un bosque estacional semidecíduo con un episodio de incendio. La distribución espacial y temporal de la vegetación esta influenciada por factores edáficos, ambientales y alteraciones. En ese contexto, el objetivo del estudio fue caracterizar el patrón de distribución y la dependencia espacial de la diversidad de especies en un fragmento de bosque estacional semidecíduo, donde ocurrió um incendio, e identificar alteraciones a lo largo del proceso de regeneración natural. El incendio ocurrió en 1999, y en 2000, 2005 y 2014, se hicieron inventarios florísticos en 26 parcelas (400 m²) georreferenciadas y distribuidas en dos transectos. El índice de daño del fuego (IDF) se evaluó en cada parcela con base en una escala de 0 a 5. En cada inventario se identificaron las plantas arbóreas con diámetro a altura de pecho (DAP) ≥ 5 cm, calculando la diversidad de especies con base en el índice de Shannon (H') y estimando la riqueza de especies (S). Esas variaciones fueron analizadas utilizando la curva de acumulación de especies, y la variación entre inventarios fue comparada con base en las medias y el error estándar. Los datos de S, H' e IDF fueron sometidos a análisis exploratorio no espacial y a análisis geoestadístico. Después del ajuste de los semivariogramas, se clasificó el nivel de dependencia espacial y se hizo la interpolación de datos por Krigeado ordinario para caracterizar, en mapas, el patrón de distribución espacial de esas variables. Se encontró diferencia entre los inventarios realizados después del incendio, como en la configuración de la comunidad arbórea, por lo que el análisis espacial permitió identificar y caracterizar este hecho. El incendio afectó la

estructura espacial y temporal de las variables S y H'. Estas variables presentan dependencia espacial y la distribución agregada, con distancias más pequeñas bajo influencia espacial, y la uniformidad de la distribución de los individuos en el fragmento de bosque durante las distintas etapas. Por último, se caracterizó la distribución y la dependencia espacial de las variables S e H' en un fragmento de bosque después de un incendio, y las alteraciones en la estructura de la comunidad arbórea durante la regeneración natural.

Palabras clave: Selva Atlántica, Brasil, fragmentación de bosques, alteración antropógena, estudio a largo plazo, dependencia espacial, geoestadística.

REFERENCES

- Abreu, T. A. L., Pinto, J. R. R., & Mews, H. A. (2014). Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. *Rodriguésia*, 65, 73-88.
- Amaral, L. P., Ferreira, R. A., Watzlawick, L. F., & Genú, A. M. (2010). Análise da distribuição espacial de biomassa e carbono arbóreo acima do solo em Floresta Ombrófila Mista. *Revista Ambiente*, 6, 103-114.
- Amaral, L. P., Ferreira, R. A., Watzlawick, L. F., Longhi, S. J., & Sebem, E. (2013a). Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística. *Revista Árvore*, 37, 491-501. doi: org/10.1590/S0100-67622013000300012.
- Amaral, L. P., Ferreira, R. A., Lisboa, G. S., Longhi, S. J., & Watzlawick, L. F. (2013b). Variabilidade espacial do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener em Floresta Ombrófila Mista. *Scientia Forestalis*, 41, 83-93.
- Batista, A. P. B., Mello, J. M., Raimundo, M. R., Scolforo, H. F., Reis, A. A., & Scolforo, J. R. S. (2016). Species richness and diversity of a

- Shrub savanna using ordinary kriging. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51, 958-966. doi: 10.1590/S0100-204X2016000800008.
- Bello, F., Vandewalle, M., Reitalu, T., Leps, J., Prentice, H. C., Lavorel, S., & Sykes, M. T. (2013). Evidence for scale- and disturbance-dependent trait assembly patterns in dry semi-natural grasslands. *Journal of Ecology*, 101, 1237-1244. doi: 10.1111/1365-2745.12139.
- Biondi, F., Myers, D. E., & Avery, C. C. (1994). Geostatistically modeling stem size and increment in an old-growth forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 1354-1368. doi: 1354-1368, 10.1139/x94-176.
- Botrel, R. T., Filho, A. T. O., Rodrigues, L. A., & Curi, N. (2002). Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 25, 195–213.
- Carvalho, W. A. C., Filho, A. T. O., Fontes, M. A. L., & Curi, N. (2007). Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30, 315-335.
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS version 9.1*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Storrs: University of Connecticut, United States American.
- Condit, R., Ashton, P., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., ... Yamakura, T. (2000). Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288, 1414-1418. doi: 10.1126/science.288.5470.1414.
- Dalanesi, P. E., Filho, A. T. O., & Fontes, M. A. L. (2004). 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*

- Brasílica*, 18, 737-757. doi.org/10.1590/S0102-33062004000400005.
- Dantas, A. A. A., Carvalho, L. G., & Ferreira, E. (2007). Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. *Ciência e Agrotecnologia*, 31 (6), 1862-1866.
- Diggle, P. J., & Ribeiro Junior, P. J. (2007). *Model-based geostatistics*. New York: Springer.
- Dormann, C. F. (2007). Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 129-138. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2006). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Rio de Janeiro, Brasil: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Retrieved from <http://www.embrapa.br/>
- Environmental Systems Research Institute (2010). ArcGIS Desktop: Release version 10.1. Redlands, California. Retrieved from: <http://www.esri.com/>
- Fox, J. W. (2013). The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 86-92. doi: 10.1016/j.tree.2012.08.014.
- Guilherme, F. A. G., Filho, A. T. O., Appolinário, V., & Bearzoti, E. (2004). Effects of flooding regimes and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecology*, 174, 19-36.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro, Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Retrieved from: <http://www.ibge.gov.br/>
- Journel, A. G., & Huijbregts, C. J. (1978). *Mining geostatistics*. London: Academic.

- Legendre, P., & Fortin, M. -J. Spatial pattern and ecological analysis. (1989). *Vegetatio*, 80, 107-38.
- Lima, R. A. F. (2005). Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, 28, 651-670.
- Lima, R. A. F., & Moura, L. C. (2006). Canopy gap colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49, 953-965. doi: org/10.1590/S1516-89132006000700013.
- Lima, R. A. F., & Moura, L. C. (2008). Gap disturbance regime and composition in the Atlantic Montane Rain Forest: the influence of topography. *Plant Ecology*, 197, 239-253. doi: 10.1007/s11258-007-9374-x.
- Magurran, A. E. *Ecological diversity and its measurements*. (1988). Princeton: Princeton University
- Miller, J., Franklin, J., & ASPINALL, R. (2007). Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. *Ecological Modelling*, 202, 225-242. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.12.012.
- Nascimento, M.T., Felfili, J. M., Filho, A. T. O., Fontes, M. A. L., França, J. T., Hay, J. D., & GRIBEL, R. (2000). Efeitos do fogo nas florestas - as queimadas em Roraima. *Ciência Hoje*, 27, 40-43.
- Neves, D. A., Lemos, F., Gonzáles, A. P., Vieira, S. R., & Siqueira, G. M. (2010). Using geostatistics for assessing biodiversity of forest reserve areas. *Bragantia*, 69, 131-140.
- Nunes, Y. R. F., Mendonça, A.V. R., Filho, A. T. O., Botezelli, L., & Machado, E. L. M. (2003). Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botânica Brasílica*, 17, 213-229. doi: org/10.1590/S0102-33062003000200005.
- Peixoto, K. S., Sanchez, M., Pedroni, F., Ribeiro, M. N., Facure, K. G., Gomes-Klein, V. L., & Guilherme, F. A. G. (2012). Dinâmica da

- comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. *Acta Botânica Brasílica*, 26, 697-708. doi: org/10.1590/S0102-33062012000300020.
- Pereira, A. A., Péllico Netto, S., & Carvalho, L. M. T. (2006). Análise da distribuição espacial de Jequitibá Rosa em uma Floresta Estacional Submontana. *Revista Acadêmica*, 4, 21-34.
- Pereira, J. A. A., Filho, A. T. O., Eisenlohr, P.V., Miranda, P. L. S., & Filho, J. P. L. (2015). Human Impacts Affect Tree Community Features of 20 Forest Fragments of a Vanishing Neotropical Hotspot. *Environmental Management*, 55, 296-307. doi:10.1007/s00267-014-0387-7.
- Pereira, A. A., Barros, D. A., Acerbi Junior, F.W., Pereira, J. A. A., & Reis, A. A. (2013). Análise da distribuição espacial de queimadas através da função de K de Ripley. *Scientia Florestalis*, 41, 445-455.
- R Development Core Team. (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <http://www.R-project.org/>
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M-J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: F. E. Zachos, & J. C. Habel (Eds). *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 405-434). Heidelberg: Springer.
- Rode, R., Filho, A. F., Machado, S. A., & Galvão, F. (2010). Análise do padrão espacial de espécies e de grupos florísticos estabelecidos em um povoamento de *Araucaria angustifolia* e em uma Floresta Ombrófila Mista no Centro-sul do Paraná. *Floresta*, 40, 255-268. doi: org/10.5380/ufv.v40i2.17821.
- Rufino, T. M. C., Thiersch, C. R., Ferreira, S. O., Kanegae Junior, H., & Fais, D. (2006). Uso da geoestatística no estudo da relação entre variáveis dendrométricas de povoamentos de *Eucalyptus sp.* e atributos do solo. *Revista Ambiente*, 2, p.83-93.

- Sanquetta, C. R., Corte, A. P. D., Salzmann, A. M., & Vulcanis, L. (2007). Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. *Revista Ambiência*, 3, 65-78.
- Silva Matos, D. M., Fonseca, G. D. F. M., & Lima, L. S. (2005). Differences on post-fire regeneration of the pioneers *Cecropia glazioui* and *Trema micrantha* in a lowland Brazilian Atlantic Forest. *Revista de Biología Tropical*, 53, p. 1-4.
- Silva, V. F., Filho, A. T. O., Venturin, N., Carvalho, W. A. C., & Gomes, J. B. V. (2005). Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19, 701-716. doi: org/10.1590/S0102-33062005000400005.
- Taylor, D., Hamilton, A. C., Lewis, S. L., & Nantale, G. (2008). Thirty-eight years of change in a tropical Forest: plot data from Mpanga Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology*, 46, 655-667. doi: 10.1111/j.1365-2028.2008.00955.x.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis*. (5 ed). Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall.

ARTIGO 2 - Padrão das alterações temporais de uma floresta tropical após um incêndio

Artigo elaborado para submissão ao periódico “**Acta Botanica Brasilica**”. Elaborado de acordo com as normas do periódico.

Resumo: O objetivo deste estudo foi identificar padrões temporais em uma comunidade arbórea de um fragmento de floresta tropical atingido por incêndio, e caracterizar ao longo do tempo sua estrutura e dinâmica global. Após o incêndio ocorrido em 1999, foram realizados inventários nos anos 2000, 2005 e 2014 em 26 parcelas de 20 x 20 m, distribuídas em dois setores (Vale e Encosta), e avaliados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. Foram quantificadas para amostra total e para os dois setores os parâmetros estruturais e descritores de dinâmica, além da estrutura diamétrica e guildas regeneração. Houve oscilação no número de indivíduos no decorrer dos inventários (1044 em 2000, 978 em 2005 e 1094 em 2014) e aumento na área basal de 25,28 (2000) e 25,75 (2005) para 26,89 m² (2014). A taxa de mortalidade reduziu de 3,20% ano⁻¹ (2000-2005) para 2,28 % ano⁻¹ (2005-2014), enquanto a taxa de recrutamento aumentou de 1,75% ano⁻¹ (2000-2005) para 4,15% ano⁻¹ (2005-2014). Por outro lado, a taxa de ganho em área basal (2,54% ano⁻¹ em 2000-2005 e 2,46% ano⁻¹ em 2005-2014) superou a taxa de perda (2,18% ano⁻¹ em 2000-2005 e 1,91% ano⁻¹ em 2005-2014). As alterações nos parâmetros da amostra total (comunidade) caracteriza uma fase de recuperação pós-incêndio. De uma forma geral, Vale e Encosta tiveram comportamentos distintos em termos de dinâmica. O elevado recrutamento seguido do crescimento dos indivíduos nas maiores classes de tamanho caracteriza o setor Encosta como resiliente, quando comparado ao Vale. Por outro lado, a substituição de espécies pioneiras por espécies clímax de luz e clímax tolerantes à sombra no Vale indica avanço na sucessão. Após 15 anos do incêndio mudanças na estrutura e recrutamento de indivíduos ainda ocorrem na floresta.

Palavras-chave: distúrbio, mortalidade, recrutamento, variações temporais.

Abstract - The objective of this study was to identify temporal patterns in a tree community of a tropical forest fragment struck by fire and characterize its structure and global dynamics over time. After the occurrence of fire in 1999, inventories were carried out in the years 2000, 2005, and 2014 in 26 plots of 20×20 m, distributed into two sectors (Vale and Encosta), and all trees with diameter at breast height ≥ 5 cm were evaluated. The structural and dynamic-descriptor parameters, in addition to the diametric structure and regeneration guilds were quantified for the total sampling and for the two sectors. There were oscillations in the number of individuals throughout the inventories (1044 in 2000, 978 in 2005, and 1094 in 2014) and an increase in the basal area from 25.28 (2000) and 25.75 (2005) to 26.89 m^2 (2014). The mortality rate decreased from 3.20% year^{-1} (2000-2005) to 2.28% year^{-1} (2005-2014), while the recruitment rate increased from 1.75% year^{-1} (2000-2005) to 4.15% year^{-1} (2005-2014). On the other hand, the gain rate in basal area (2.54% year^{-1} in 2000-2005 and 2.46% year^{-1} in 2005-2014) surpassed the loss rate (2.18% year^{-1} in 2000-2005 and 1.91% year^{-1} in 2005-2014). Changes in the parameters of the total sample (community) characterize a post-fire recovery phase. The dynamics rates were high in the Encosta sector when compared with the Vale sector in the two intervals. The high recruitment followed by the growth of individuals in the largest-size classes characterizes the Encosta sector as resilient when compared with the Vale. Conversely, the substitution of pioneer species for light-demanding climax and shadow-tolerant species in the Vale indicates progress in succession. It is concluded that, after 15 years of the disturbance, changes in structure and recruitment of arboreal individuals still occur in the forest.

Key words: disturbance, mortality, recruitment, temporal changes.

Introdução

As florestas estacionais são naturalmente fragmentadas (Pennington et al. 2009) e maior parte da sua extensão representada por pequenos fragmentos florestais distribuídos na região neotropical (Miles et al., 2006). A variação na composição de espécies das florestas estacionais na América do Sul esta associada à latitude, temperatura, altitude, pluviosidade e duração da estação seca (Oliveira-Filho et al. 2006). Sendo assim, numa escala local a heterogeneidade ambiental dessas florestas também influencia nas mudanças das comunidades arbóreas (Castellanos-Castro & Newton 2015).

O histórico de perturbação nas florestas estacionais de Minas Gerais resultou na formação de uma paisagem composta por mosaicos de campos de culturas e florestas secundárias devastadas por incêndios e cortes seletivos (Oliveira-Filho et al. 1994). Os incêndios florestais podem ter origem criminal ou provocados por queimadas utilizadas para o manejo de áreas agrícolas no entorno das florestas (Bowman et al. 2011). Nesse caso, o manejo inadequado do fogo pode favorecer a ocorrência de incêndios, e as condições climáticas influenciarem na frequência e intensidade (Bowman et al. 2011; 2009; Archibald et al. 2009). A frequência, intensidade, severidade e duração do incêndio determinam a sobrevivência dos indivíduos arbóreos e alteram a dinâmica dos ecossistemas (Lehmann et al. 2008; Cochrane 2003). Assim, a manutenção dos indivíduos no ecossistema dependente dos recursos disponíveis pós-fogo e das características fisiológicas, anatômicas e

comportamentais dos sobreviventes e colonizadores (Holffmann et al. 2012; Bond & Wilgen 1996). Após distúrbio, ocorre à formação de clareiras e conseqüentemente um mosaico silvigenético proporcionado por interações entre os fatores ambientais e as espécies sobreviventes e regenerantes (Odeman 1990). Neste sentido, a dinâmica florestal não acontece de maneira espacialmente homogênea (Higushi et al. 2008a), pois resulta da heterogeneidade ambiental pré-existente potencializada por distúrbios ambientais (Lima 2005).

Deste modo, os estudos de dinâmica possibilitam compreender o processo de recuperação da floresta após perturbações (Moro & Martins 2013; Taylor et al. 2008). Esses monitoramentos são necessários para identificar aspectos como a substituição de espécies, crescimento e mortalidade, extinções locais e imigrações de espécies durante o processo de regeneração (Silva & Araujo 2009). Assim, o objetivo deste estudo foi identificar padrões temporais nas alterações em uma comunidade arbórea de um fragmento de floresta tropical atingido por incêndio, e caracterizar ao longo do tempo sua estrutura e dinâmica global. As hipóteses testadas foram: (i) a comunidade encontra-se em fase de reconstrução pós-incêndio; (ii) as taxas de dinâmica alteram da Encosta ao Vale, caracterizando as condições topográficas onde a floresta está inserida e o incêndio como fatores condicionantes das alterações estruturais na comunidade arbórea.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em um remanescente florestal (57,06 ha) denominado “Mata do Coqueiro”, localizado no município de Ibituruna, Estado de Minas Gerais, Brasil nas coordenadas 21°09'e 21°10'S e 44°50'e 44°50'W. O relevo é irregular, com altitude entre 810 a 970m e declividade entre 25° e 40°. A vegetação classificada como floresta estacional semidecidual baixo-montana do domínio Atlântico de acordo com Oliveira-Filho & Fontes (2000). O clima da região é caracterizado como tipo Cwb de Köppen, com verão úmido e inverno seco. As médias anuais de temperatura e precipitação são de 20,4°C e 1.460 mm (Dantas et al. 2007). Os solos distribuídos nas unidades amostrais são Neossolos Litólicos, Cambissolos Háplicos e Argissolos Vermelhos (Embrapa 2006). O remanescente florestal está circundado por pastagens, lavouras de café (*Coffea arabica* L.), fragmentos florestais, e no lado sul é margeado por um reservatório de água de uma hidroelétrica.

Histórico dos inventários da comunidade arbórea

No primeiro inventário em 2000 (Silva et al. 2003) houve a instalação das parcelas permanentes nos setores em paralelo ao curso d'água que corta o fragmento, sendo denominados Vale e Encosta. Em cada setor foram instaladas 13 parcelas com dimensões 20 x 20 m,

espaçadas 30 m e dispostas de forma sistemática totalizando 26 parcelas ou 1,04 ha (Fig. 1).

O incêndio ocorrido em 1999 atingiu as parcelas de forma irregular e a propagação ocorreu no sentido oeste-leste do fragmento. Apenas três das 13 parcelas do setor Encosta não foram queimadas, e sete das 13 parcelas do Vale foram queimadas em cerca da metade da área, o restante das parcelas foram totalmente queimadas com severidade variável (Silva et al. 2005).

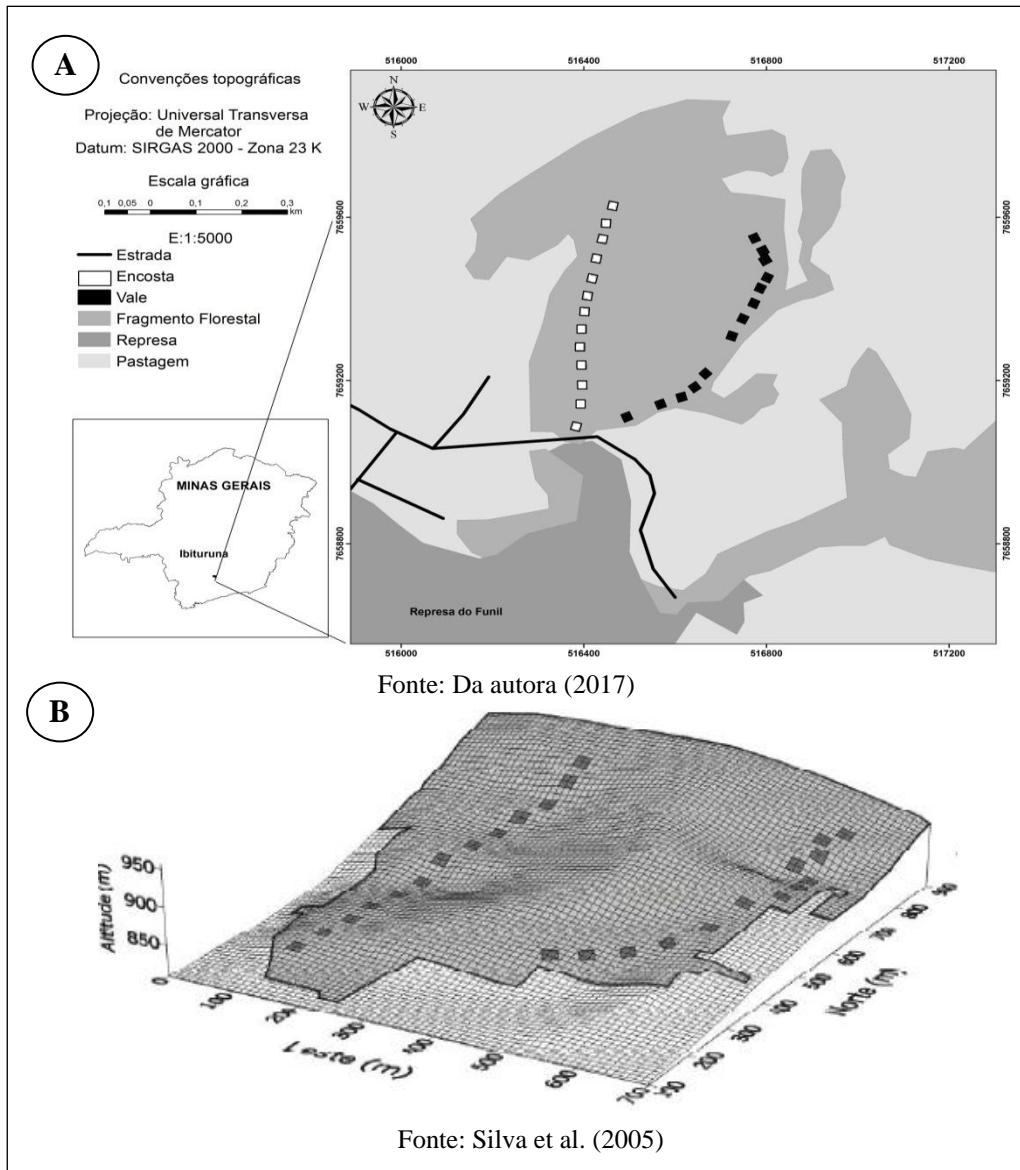


Figura 1. Mapa da localização geográfica (a) e grade de superfície (b) da “Mata do Coqueiro”, Ibituruna, Minas Gerais com a distribuição das 26 parcelas de 20 x 20 m em dois setores.

Todos os indivíduos arbóreos nas parcelas com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm foram identificados, medidos e numerados. Em 2005 e no ano de 2014, realizaram-se o segundo e terceiro inventário; os novos indivíduos que atingiram o critério de inclusão foram identificados, medidos e numerados; os mortos foram registrados; e os sobreviventes mensurados. Assim, foram definidos dois períodos para a análise de dinâmica, com variação de cinco anos para o primeiro período (2000-2005) e nove anos para o segundo (2005-2014).

As espécies amostradas foram classificadas conforme as guildas de regeneração descritas por Swaine & Whitmore (1988) estabelecidas nas categorias: pioneira (P), clímax exigente em luz (CL) e clímax tolerantes à sombra (CS). A classificação das espécies em guildas de regeneração foi baseada nos trabalhos de Garcia et al. (2012); Pinto et al. (2005) e Nunes et al. (2003).

Análise dos dados

Em virtude da divergência entre os ambientes da área de estudo quanto à topografia e condições edáficas (Silva et al. 2003), foram calculados os parâmetros riqueza e diversidade de espécies, os parâmetros estruturais (número de indivíduos e área basal) e os descritores de dinâmica (mortalidade, recrutamento, perda, ganho, mudança líquida e rotatividade) para a amostra total (comunidade arbórea) e para os dois setores (Encosta e Vale) em dois períodos.

A partir dos dados mensurados para os três inventários foram calculados os Índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de

Pielou (J') (Magurran 1988). Para avaliar alterações nos processos dinâmicos foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$) e recrutamento ($R = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$) considerando o número de indivíduos; perda ($P = \{1 - [(AB_0 - AB_m + AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$) e ganho ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$) em área basal, conforme Sheil & Burlem (1995) e Sheil et al. (2000) onde, t é o tempo decorrido entre os inventários; N_0 e N_t são a quantidade inicial e final do número de indivíduos; N_m e N_r são o número de indivíduos mortos e recrutados; AB_0 e AB_t são, as áreas basais inicial e final; AB_m e AB_r as áreas basais dos indivíduos mortos e recrutados; e AB_d e AB_g são, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em áreas basais dos indivíduos sobreviventes. Em decorrência de intervalos de tempo diferentes entre os períodos de amostragem, as taxas de mortalidade e recrutamento dos indivíduos foram corrigidas conforme a fórmula $\lambda' = \lambda \times t^{0,08}$ descrita por Lewis et al. (2004), onde λ' corresponde às taxas de dinâmica corrigidas; λ corresponde às taxas de dinâmica verificadas e t corresponde ao intervalo de tempo. Posteriormente, foi calculada a taxa de mudança líquida para número de indivíduos ($Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$) e para área basal ($Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$), de acordo com Korning & Balslev (1994); em seguida obtidas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos ($Rot_N = (M + R)/2$) e área basal ($Rot_{AB} = (P + G)/2$) sugeridas por Phillips (1996) e Phillips & Gentry (1994).

As variáveis número de indivíduos e área basal (inicial e final), número de mortos e recrutados, incremento e decremento e, área basal

(inicial e final) das guildas de regeneração foram analisadas por ANOVA bifatorial (Zar 2010), sendo fator 1 os setores (Vale e Encosta) e fator 2 os inventários para os parâmetros estruturais (número de indivíduo e área basal inicial e final) e períodos para descritores de dinâmica (mortos, recrutados, decremento e incremento) utilizando o pacote estatístico “R” (R Development Core Team 2012). A significância das interações foi verificada por teste de F ($p=0,05$). Quando o teste foi significativo para os fatores, esses foram comparados por teste de t ($p=0,05$).

Para análise da dinâmica das classes diamétricas adotou-se a distribuição de classes com amplitudes crescentes para compensar o decréscimo da densidade nas classes de tamanho superior (Appolinario et al. 2005; Oliveira-Filho et al. 2007). A distribuição de frequências dos indivíduos ocorreu conforme o tamanho, estabelecidas em cinco classes de diâmetro (5-10 cm; 10,01-20 cm; 20,01-40 cm, 40,01-80 cm e >80 cm). As distribuições dos indivíduos por classes de diâmetro foram comparadas pelo teste G de aderência (Zar 2010), a fim de verificar diferenças na frequência de indivíduos da amostra total e setores entre os inventários, e diferenças entre os setores em cada inventário. Esse teste também foi aplicado para as guildas de regeneração, a fim de identificar diferenças na frequência de indivíduos entre os setores em cada inventário.

As variações temporais ocorridas nas classes de diâmetro foram estabelecidas com contagem do número de indivíduos que permaneceram, morreram, foram recrutados, imigraram (*ingrowth*) e emigraram (*outgrowth*) na classe (Lieberman et al. 1985). O fluxo de indivíduos entre as classes foi obtido de acordo com o número de ingressantes

(recrutas + imigrantes) e egressos (mortos + emigrantes) e para testar a diferença entre ingressantes e egressos em cada classe de diâmetro foi aplicado contagens de Poisson nos dois setores. Também foi calculada a taxa de mudança líquida para as classes diamétricas (número de indivíduos e área basal) para representar o balanço de entrada e saída dos indivíduos.

Resultados

Composição florística, parâmetros de riqueza e diversidade de espécies

No primeiro inventário (2000) foram registradas 51 famílias, 107 gêneros e 159 espécies (Apêndice A). No ano de 2005 foram catalogadas 50 famílias, 103 gêneros e 154 espécies; e no inventário de 2014 foram registradas 52 famílias, 108 gêneros e 163 espécies (Apêndice A). Após 14 anos do incêndio, seis espécies desapareceram (*Annona sylvatica* A.St.-Hil., *Machaerium lanceolatum* (Vell.) J.F.Macbr, *Marlierea racemosa* (Vell.) Kiaersk, *Senna macranthera* (Collad.) H.S.Irwin & Barneby, *Ternstroemia brasiliensis* Cambess. e *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke); sendo que três espécies desaparecidas no inventário de 2005 retornaram na amostragem em 2014 (*Alchornea glandulosa* Poepp. & Endl, *Lacistema hasslerianum* Chodat e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam.), e quatro recrutaram em 2005 e se mantiveram na comunidade (*Alseis floribunda* Schott, *Ouratea semiserrata* (Mart. & Nees) Engl., *Siparuna guianensis* Aubl e *Solanum cernuum* Vell.). Houve

o desaparecimento de 12 espécies e o ingresso de 18 espécies no inventário de 2014, sendo 10 espécies registradas na Encosta representadas por um ou dois indivíduos, com exceção da *Annona neosericea* H. Rainer amostrada com quatro indivíduos. Além, de uma espécie da família Salicaceae representada por um indivíduo que não foi possível à identificação.

Maior número de espécies ocorreu para as famílias Fabaceae, Lauraceae e Myrtaceae, nos três inventários (Apêndice A). Não houve mudança significativa para os valores de índice de Shannon (H') e riqueza de espécies conforme apresentado no artigo 1. Os valores de equabilidade (J) foram constantes no decorrer dos inventários para a amostra total (2000 = 0,87, 2005 = 0,87 e 2014 = 0,86), Encosta (0,90 em 2000, 2005 e 2014) e Vale (2000 = 0,86; 2005 = 0,87; 2014 = 0,85).

Parâmetros estruturais e dinâmica da comunidade arbórea

Após o incêndio foram catalogados 1044 indivíduos em 2000, 978 em 2005 e 1094 em 2014 (Tab.1). Isso representou uma redução de 66 indivíduos no primeiro período de dinâmica (2000-2005) como consequência da morte de 139 e recrutamento de 73 indivíduos. No segundo período (2005-2014), houve aumento de 116 indivíduos em virtude do recrutamento de 299 indivíduos e morte de 184. Houve aumento de área basal no decorrer dos inventários (nos anos 2000 (25,28 m²), 2005 (25,75 m²) e 2014 (26,89 m²)) (Tab. 1).

Tabela 1. Parâmetros de dinâmica com base no número de indivíduos e área basal (m^2) para a comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Ibituruna, MG, Brasil nos períodos de 2000-2005 e 2005-2014.

Parâmetros	Intervalos						
	2000-2005			2005-2014			
	Total	Vale	Encosta	Total	Vale	Encosta	
Número de indivíduos	N ^o inicial	1044	592	452	978	557	421
	N ^o final	978	557	421	1094	585	509
	Sobreviventes	905	527	378	794	468	326
	Mortos	139	65	74	184	89	95
	Recrutas	73	30	43	299	117	182
	Mortalidade (% ano)	3,20	2,61	3,99	2,73	2,28	3,34
	Recrutamento (% ano)	1,75	1,25	2,42	4,15	2,92	5,72
	Rotatividade (% ano)	2,48	1,93	3,21	3,44	2,60	4,53
	Mudança líquida (% ano)	-1,29	-1,21	-1,41	0,47	-0,16	1,26
Área basal (m^2)	Área basal inicial	25,28	13,99	11,29	25,75	14,58	11,17
	Área basal final	25,75	14,58	11,17	26,89	14,32	12,56
	Mortos	2,06	0,72	1,34	3,53	2,25	1,28
	Decremento dos sobreviventes	0,58	0,31	0,27	0,76	0,45	0,31
	Incremento dos sobreviventes	2,94	1,55	1,39	4,08	1,97	2,11
	Recrutas	0,17	0,06	0,11	1,31	0,47	0,85
	Perda (% ano)	2,18	1,51	3,03	1,91	2,30	1,49
	Ganho (% ano)	2,54	2,32	2,84	2,46	2,05	2,94
	Rotatividade (% ano)	2,36	1,91	2,94	2,18	2,17	2,22
	Mudança líquida (% ano)	0,37	0,82	-0,20	0,46	-0,21	1,29

Não houve interação significativa entre os níveis dos fatores (inventários e setores) para as variáveis número de indivíduos ($F=0,63$; $p=0,54$) e área basal ($F=0,40$; $p=0,67$). No setor Vale ocorreu maior número de indivíduos ($F=19,91$; $p=0,0004$) e área basal ($F=28,69$; $p<0,0001$) em relação ao setor Encosta, e não houve diferença entre os inventários para essas variáveis no setor Vale ($F=1,63$, $p=0,20$) e ($F=0,35$; $p=0,70$) respectivamente (Tab. 1).

Nos dois setores as taxas de recrutamento foram maiores (2,92 e 5,72% ano⁻¹) no segundo período, enquanto houve maiores valores de mortalidade (2,61 e 3,99% ano⁻¹) no primeiro período. A redução nas taxas de mortalidade e aumento do recrutamento no segundo período ocasionou mudança positiva na comunidade arbórea, e o maior recrutamento ocorreu no setor Encosta (5,72% ano⁻¹), seguido das maiores taxas de mortalidade e rotatividade (Tab. 1).

Entre os períodos, as taxas de ganho em área basal (2,54 e 2,46% ano⁻¹) para comunidade foram superiores as taxas de perda em área basal (2,18 e 1,91% ano⁻¹), nesse caso, maior taxa de ganho em área basal (2,84 e 2,94% ano⁻¹) ocorreu para o setor Encosta (Tab. 1). De modo contrário, no Vale não houve aumento na taxa de ganho em área basal (2,32 e 2,05% ano⁻¹). Sendo assim, o setor Encosta contribuiu para mudança líquida positiva nos dois períodos na comunidade (Tab. 1), a partir do aumento na taxa de ganho e redução na taxa de perda em área basal (3,03 e 1,49% ano⁻¹) (Tab. 1). O desbalanceamento nas taxas de área basal entre os períodos resultou em mudanças negativas na Encosta no primeiro intervalo e no Vale no segundo intervalo. As maiores taxas de rotatividade em área basal ocorreram na Encosta.

Não houve diferença entre os períodos quanto às variáveis número de mortos ($F=3,16$; $p=0,08$) e decremento em área basal ($F=0,77$; $p=0,38$) (Tabela 1). No entanto, houve diferenças entre os períodos para as variáveis área basal de mortos ($F=9,20$; $p=0,004$); área basal de recrutadas ($F=52,50$; $p<0,001$) e incremento em área basal ($F=10,03$; $p=0,003$). Para a variável número de recrutadas houve interação significativa ($F=9,13$; $p=0,004$). Nesse caso, o setor Encosta apresentou o maior número de recrutadas em ambos os períodos ($F=9,48$; $p=0,004$); e houve maior número de recrutadas no período de 2005-2014 ($F=68,23$; $p<0,0001$) nos setores Vale e Encosta. Para as variáveis número de mortos ($F = 0,35$; $p = 0,56$), área basal de mortos ($F = 0,02$; $p = 0,90$), área basal de recrutadas ($F=2,18$; $p=0,15$), decremento ($F = 1,88$; $p = 0,18$) e incremento ($F = 0,003$; $p = 0,96$) não houve diferença entre os setores (Tab. 1).

Dinâmica por classes diamétricas

A distribuição dos indivíduos arbóreos diferiu significativamente entre os inventários de 2000 e 2005 na amostra total ($G=2036,51$; $p<0,0001$), Vale ($G=1145,22$; $p<0,0001$) e Encosta ($G=870,73$; $p<0,0001$) como entre os inventários 2005 e 2014 para os setores Vale ($G=1265,56$; $p<0,0001$) e Encosta ($G=1050,60$; $p<0,0001$). Nos inventários dos anos 2000 e 2014 houve distribuição de indivíduos de acordo com o modelo de distribuição J-invertido na amostra total e no Vale, e no setor Encosta esse modelo de distribuição ocorreu no inventário de 2014. A distribuição de frequência dos indivíduos arbóreos diferiu significativamente entre Vale e

Encosta para os anos 2000 ($G = 976,85$; $p < 0,0001$) e 2005 ($G=728,58$; $p < 0,0001$) (Fig. 1 B-C).

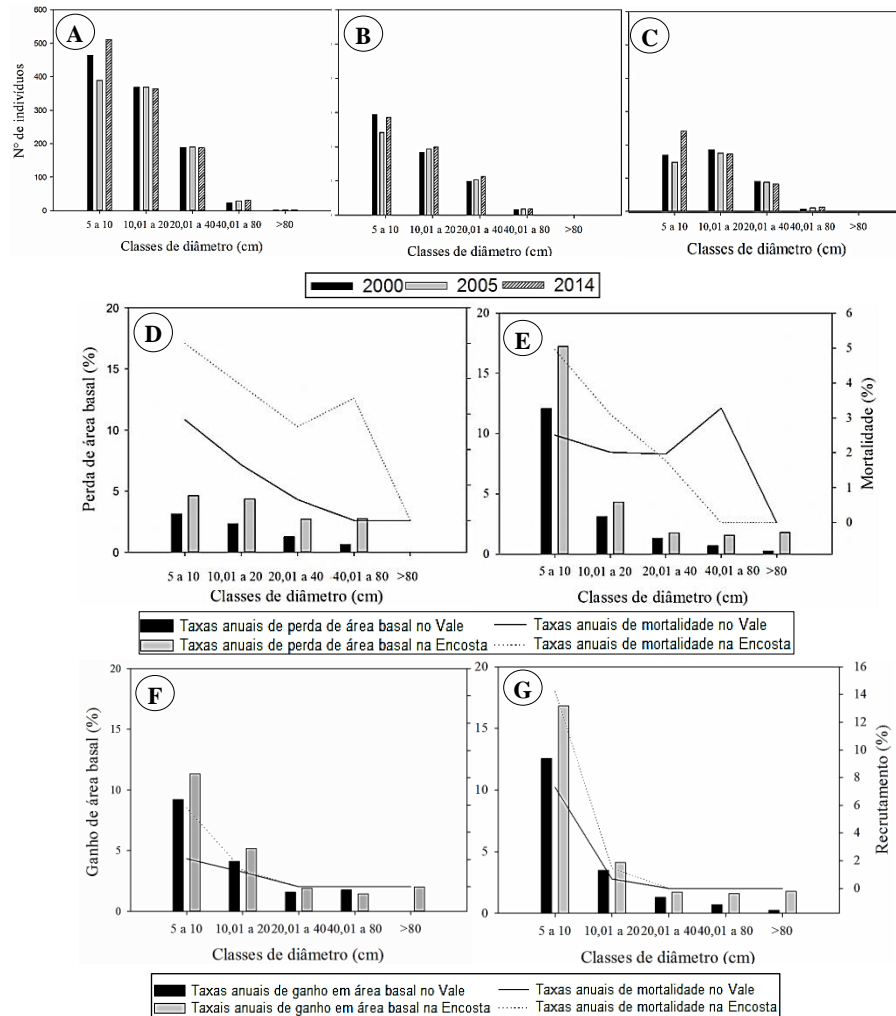


Figura 1. Parâmetros estruturais e de dinâmica por classes de diâmetro da comunidade arbórea em fragmento de floresta estacional semidecidual “Mata do Coqueiro” em Ibituruna, Minas Gerais, Brasil. Número de indivíduos na Amostra total (A), Vale (B) e Encosta (C); Taxas anuais de perda em área basal em função da mortalidade nos intervalos de 2000-2005 (D) e 2005-2014 (E); Taxas anuais de ganho em área basal em função do recrutamento nos intervalos de 2000-2005 (F) e 2005-2014 (G).

Os maiores valores na taxa de perda em área basal prevaleceram nas classes 5 a 10 cm e 10,01 a 20 cm; esse resultado ocorreu principalmente no período entre 2005-2014, em função da mortalidade (Fig. 1D-E). Nas parcelas da Encosta as taxas de perda e mortalidade foram superiores ao Vale, mas no período entre 2005-2014 na classe 40,01 a 80 cm a mortalidade no Vale superou a Encosta (Fig. 1D-E).

Os maiores valores nas taxas anuais de ganho em área basal ocorreram para as classes de diâmetro 5 a 10,01 cm e 10,01 a 20 cm; isso ocorreu em função do aumento no recrutamento de indivíduos até 10 cm de diâmetro (Fig. 1F-G). Esse fato foi observado na Encosta, e principalmente no período entre 2005 e 2014 (Fig. 1G). A partir de 2005 houve imigração de indivíduos para a classe > 80 cm no setor Vale, por consequência do incremento em biomassa (Fig. 1G). Essas alterações dentro e entre as classes diamétricas ocorreram em função do fluxo de ingressantes (recrutas + imigrantes) e egressos (mortos + emigrantes) (Fig. 2A-H).

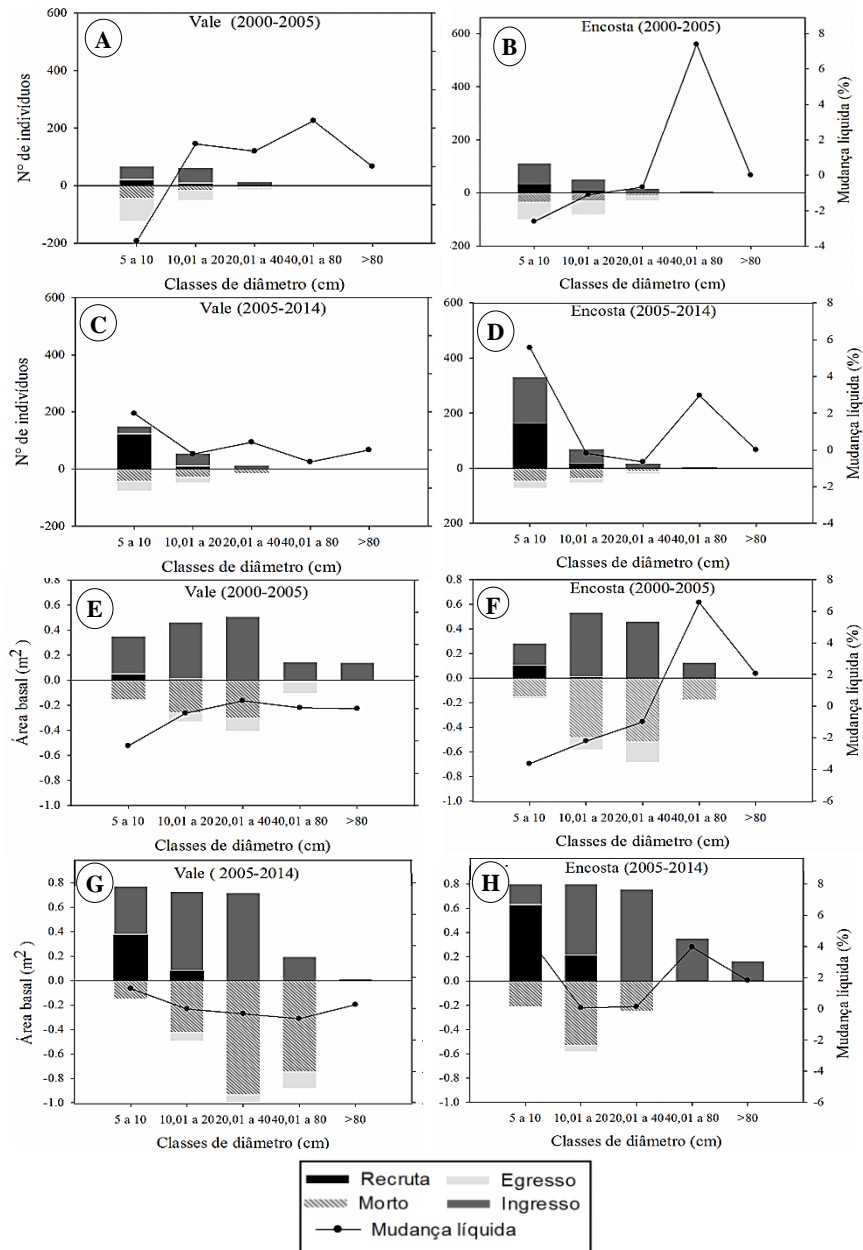


Figura 2. Parâmetros de dinâmica arbórea em número de indivíduos (A, B, C e D) e área basal (E, F, G e H) por classes de diâmetro nos períodos entre 2000-2005 e 2005-2014 da comunidade arbórea na floresta estacional semidecidual “Mata do Coqueiro” em Ibituruna, Minas Gerais, Brasil.

No período entre 2000 e 2005, no setor Vale o número de egressos foi superior ao de ingressantes nas classes de diâmetro de 5 a 10 cm ($Z=2,85$; $p=0,01$); enquanto nas classes 10,01 a 20 cm houve maior número de indivíduos ingressantes ($Z_{(10,01a20cm)}=2,11$; $p=0,05$). Para os dois setores houve aumento no número de ingressantes para a classe de 40,01 a 80 cm (Fig. 2A-B; 2E-F). As mudanças negativas nas classes de tamanho 5 a 10 cm, 10,01 a 20 cm e 20,01 a 40 cm na Encosta, foram associadas à mortalidade dos indivíduos. Essa redução ocorreu no setor Vale apenas para a classe de 5 a 10 cm, e para as demais classes prevaleceu mudanças positivas em função do incremento em biomassa que influenciou tanto as emigrações como as imigrações entre as classes de tamanho (Fig. 2A-B; 2E-F).

No período entre 2005 e 2014 o número de ingressantes foi superior aos egressos na classe de diâmetro 5 a 10 cm nos setores Vale ($Z=12,77$; $p=0,001$) e Encosta ($Z = 9,06$; $p = 0,001$) (Fig. 2C-D). No setor Encosta o aumento do número de ingressantes (3) na classe 40,01 a 80 cm foi influenciado pelo incremento dos indivíduos com até 40 cm, enquanto no Vale, para esta classe, o maior número de egressos (5) resultou principalmente dos indivíduos mortos (4) (Fig. 2C-D; 2G-H). O recrutamento contribuiu para as mudanças positivas na primeira classe de diâmetro em ambos os setores, por outro lado a mortalidade influenciou na mudança negativa na classe de 40,01 a 80 cm no Vale (Fig. 2C-D; 2G-H).

Dinâmica de guildas de regeneração

Nos três inventários houve diferenças na distribuição de indivíduos por guildas de regeneração entre Vale e Encosta ($G= 865,05$; $p<0,001$ em 2000; $G=874,48$; $p<0,001$ em 2005 e $G=1161,03$; $p<0,001$ em 2014) (Tab. 2).

Tabela 2. Distribuição de frequência dos indivíduos por guildas de regeneração do número de indivíduos arbóreos (N), área basal (Ab), abundância de árvores mortas e recrutas, da comunidade arbórea na floresta estacional semidecidual “Mata do Coqueiro” em Ibituruna, Minas Gerais, Brasil.

Guildas de regeneração/ Habitat		Distribuições de frequência				
		2000		2005		2014
Vale	N/ha	Ab (m ² /ha)	N/ha	Ab (m ² /ha)	N/ha	Ab (m ² /ha)
Cl de luz	726,92	18,73	684,62	19,08	719,23	19,27
Cl de sombra	332,69	6,32	317,31	6,85	332,69	6,71
P	93,18	2,18	81,81	2,31	79,17	2,25
Encosta						
Cl de luz	528,85	12,65	451,92	11,73	494,23	12,87
Cl de sombra	198,08	5,69	203,85	6,29	255,77	7,38
P	142,31	3,35	153,85	3,48	225,00	4,33
Vale			Encosta			
2000-2005						
	Cl de luz	Cl de sombra	P	Cl de luz	Cl de sombra	P
Mortos	42,5	43,75	26,92	110,42	40,63	28,57
Recrutas	53,57	46,43	25,00	54,17	50,00	70,00
2005-2014						
Mortos	163,46	118,18	70,00	202,08	102,78	88,89
Recrutas	156,25	63,46	45,00	142,31	97,73	133,33

Onde: Cl de luz: clímax exigente de luz; Cl de sombra: clímax tolerante à sombra; P: pioneira;

Não houve interação significativa entre os níveis dos fatores anos e setores para a variável área basal das guildas de regeneração (clímax exigente em luz (F=0,31; p=0,69), clímax tolerante à sombra (F=0,15; p=0,86) e pioneiras (F=0,53; p=0,59)). Em todos os inventários houve

maiores valores de área basal para os indivíduos clímax de luz e de sombra no setor Vale ($F=60,94$; $p<0,001$; $F=8,56$; $p=0,005$); enquanto no setor Encosta houve maiores valores de área basal para os indivíduos pioneiros ($F=7,74$; $p=0,007$) (Tab. 2).

No inventário de 2005, no setor Encosta, houve redução na abundância das espécies clímax exigentes de luz e aumento das clímax tolerantes à sombra e pioneiras (Tab. 2). No inventário de 2014 no mesmo setor houve aumento para as três guildas de regeneração. Além disso, a distribuição dos indivíduos por guildas de regeneração diferiu significativamente entre os inventários ($G_{2000-2005}= 818,95$; $p<0,0001$) e ($G_{2005-2014}= 1039,48$; $p<0,001$). Já no setor Vale no ano 2005 houve redução de todas as guildas de regeneração, enquanto que em 2014 houve aumento de indivíduos nos três grupos ecológicos, porém, a distribuição de indivíduos por guildas de regeneração entre os inventários não foi significativa.

Em ambos os períodos no setor Encosta houve maior número de mortos das espécies clímax exigentes de luz. No Vale isso ocorreu somente no segundo período para essas espécies, entre 2000 e 2005 o maior número de mortos foi das espécies clímax tolerantes à sombra. Foi registrado maior recrutamento de indivíduos para as guildas clímax exigentes de luz e pioneiras no setor Encosta nos dois períodos. No setor Vale, houve maior número de recruta dos grupos clímax exigentes luz e clímax tolerantes à sombra em ambos os períodos (Tab. 2). Entre 2005 e 2014 houve maior mortalidade e recrutamento em todas as guildas de regeneração nos dois setores.

Discussão

No decorrer dos inventários o surgimento e desaparecimento de espécies não determinaram mudanças significativas na riqueza e diversidade de espécies. Isso ocorreu devido à menor abundância das espécies recrutadas e exclusas da amostragem (Mews et al. 2011; Aquino et al. 2007). Deste modo, o aumento na riqueza neste estudo pode ser temporário. A entrada e saída de espécies podem estar vinculadas aos processos estocásticos ocorridos durante o monitoramento. Além disso, pode ocorrer o retorno de espécies em inventários posteriores, antes consideradas desaparecidas na amostragem (Laurance et al. 2011). A ocorrência de maior número de espécies para as famílias Fabaceae, Lauraceae e Myrtaceae caracteriza o perfil florístico desse remanescente florestal como análogo às outras florestas estacionais semidecíduais baixo-montanas da região centro-Sul de Minas Gerais (Silva et al. 2003). Já os valores de equabilidade conferiu uma distribuição uniforme de indivíduos entre as espécies durante os inventários avaliados.

As taxas de mortalidade descritas para o setor Encosta podem ser consideradas elevadas se comparado os valores entre 1 e 2% registrado em uma floresta tropical madura pós-distúrbios na mesma região da área de estudo (Higuchi et al. 2008b). Geralmente taxas menores são esperadas em florestas sem ocorrência de grandes distúrbios em comunidades estáveis (Lopes & Schiavini 2007). Esse resultado está vinculado as consequências do incêndio, que foi no sentido à oeste da floresta correspondente a localização das parcelas na Encosta, considerado setor mais danificado pela ação do fogo (Silva et al. 2005). Assim, no setor

Encosta as taxas de recrutamento também aumentaram de 2,42% para 5,72% ao ano. Valores em torno de 3,03% ao ano foram encontrados por Carvalho et al. (2012), em decorrência da fase de reconstrução pós-incêndio em uma floresta semidecidual do Domínio Atlântico. Diante disso, esse setor contribuiu para mudança positiva na comunidade, dado a elevada taxa de recrutamento, essas condições do setor Encosta resultaram no aumento na velocidade das alterações estruturais na comunidade, principalmente no segundo período de avaliação (2005-2014). O distúrbio antrópico (incêndio) na comunidade arbórea incrementou a heterogeneidade pré-existente que resultou nas diferenças no processo dinâmico entre Vale e Encosta, e as consequências foram taxas de dinâmica de abundância e biomassa maior no setor Encosta em relação ao setor Vale. Nesse caso, o incêndio proporcionou o hiperdinamismo na Encosta aumentando a velocidade das mudanças e favorecendo a ocupação de espécies heliófitas e pioneiras (Laurance 2002). Em condições de menor intensidade de distúrbios em florestas maduras situadas nas regiões de encostas íngremes, a dinâmica na comunidade arbórea é lenta (Garcia et al. 2015).

Apesar do menor recrutamento no primeiro período (2000-2005) e redução na abundância de indivíduos no inventário de 2005, houve aumento na área basal da comunidade. Esse resultado está associado ao crescimento e rebrota a partir dos caules dos sobreviventes após incêndio. Essa estratégia de regeneração ocorreu principalmente para espécies como *G. klotzschiana*, *P. gonoacantha* e *Platycyamus regnellii*. Após distúrbios as taxas de crescimento das árvores sobreviventes mudam sistematicamente devido a disponibilidade de recurso como luz, água e

nutrientes, mas reduz gradativamente ao longo do tempo com aumento da competição por esses recursos (Bowman et al. 2013). Assim, o crescimento dos indivíduos sobreviventes compensou a perda em área basal dos indivíduos que morreram (Peixoto et al. 2012). Já o aumento na biomassa no inventário de 2014, esta associado ao incremento na área basal dos sobreviventes e também o maior recrutamento particularmente no setor Encosta a partir do segundo período (2005-2014). Isso elevou a taxa de ganho de área basal da comunidade que superou a taxa de perda e resultou no balanço positivo no período. No Vale esse comportamento não ocorreu, embora registrado aumento na taxa de recrutamento em relação à mortalidade. A morte de indivíduos de maior porte no Vale contribuiu para o aumento na taxa de perda de área basal. Esse resultado pode estar relacionado às injúrias provocadas ou não pela lesão direta do fogo na estrutura do xilema (Dickinson & Ryan 2010) que podem ser agravadas por estresse hídrico em longo prazo. Brando et al. (2014) compararam a dinâmica em diferentes fitofisionomia da Floresta Amazônica após incêndio seguido de um período de seca, e verificaram que a mortalidade de indivíduos nas bordas de uma floresta úmida superou a mortalidade da floresta de transição (Amazônica-Cerrado). Do mesmo modo foi encontrado para este estudo, onde maior parte das parcelas do setor Vale localiza-se próxima a borda que coincide com córrego onde a umidade do solo é incrementa. Mas após-incêndio geralmente ocorre à redução da umidade devido à abertura do dossel que favorece o aumento na temperatura e luminosidade. Esta condição seguida de períodos de seca intensifica o estresse hídrico nessas regiões.

Os estratos arbóreos mais baixos da floresta foram os mais atingidos pelo impacto do fogo que determinou em mudanças na estrutura diamétrica. O contrário foi relatado por Peixoto et al. (2012) em florestas semidecídua com queimadas recorrentes, e por Silva et al. (2011) em floresta decídua após enchente, que não detectaram alterações. Esse resultado pode estar atrelado a severidade do distúrbio e as respostas da vegetação. Em regiões atingidas por incêndios severos, ocorre redução imediata na densidade de árvores devido à mortalidade de pequenos indivíduos (Medeiros & Miranda 2005), essa condição proporcionou mudanças na estrutura diamétrica com a redução de indivíduos nas menores classes de tamanho, onde ocorre maior concentração de indivíduos arbóreos (Appolinario et al. 2005; Oliveira-Filho et al. 2007). Mas, após ocorrência do incêndio com a abertura de clareiras, o recrutamento intenso favoreceu a reestruturação diamétrica. Diante disso, mudanças negativas prevaleceram nas menores classes de diâmetro no período entre 2000-2005 em função da mortalidade. Já as alterações positivas ocorreram devido o aumento nas taxas de recrutamento e ganho em área basal nessas classes. Essas condições foram influenciadas por ausência de incêndios e/ou outros distúrbios severos no decorrer do monitoramento, que determinou o estabelecimento e crescimento dos indivíduos jovens (Mews et al. 2011; Oliveira et al. 2014). Outra condição que contribuiu para mudanças na estrutura diamétrica foi o crescimento de indivíduos até 20 cm que proporcionou alterações na frequência de indivíduos nas classes de diâmetro entre os anos.

As principais fontes de regeneração natural de áreas perturbadas são por dispersão de chuva de sementes, comum entre as espécies

pioneiras (Swaine & Whitmore 1988) e a via banco de plântula, dado que o banco de sementes do solo possui curta viabilidade na maioria das espécies (Alves & Metzger 2006). Sendo assim, indivíduos pré-estabelecidos às condições antes do incêndio sobrevivem às condições pós-incêndio (abertura de clareiras) como os indivíduos de espécies tolerantes à sombra, que também necessitam de luz para atingir a maturidade (Martins & Rodrigues 2002). Essas condições podem explicar o aumento na abundância dos três grupos ecológicos (pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerantes à sombra) tanto no Vale como na Encosta a partir do inventário de 2005.

Mas em relação ao crescimento, as espécies pioneiras desenvolveram durante o monitoramento, no setor Encosta, onde se localiza as unidades amostrais mais atingidas por incêndio e mais propensas a maior incidência de luz na floresta. Barton et al. (1989) descreveram formação de clareiras e maior eficiência das espécies pioneiras em colonizar esses espaços. Por outro lado, no setor Vale, o crescimento das espécies clímax exigentes de luz e daquelas tolerantes à sombra significa que as espécies pioneiras estão sendo gradualmente substituídas por esses grupos nesse setor. Assim, além da influência das clareiras na regeneração natural (Swaine & Whitmore 1988), características peculiares de cada setor determinam a ocupação e o estabelecimento dos grupos ecológicos (Miguel et al. 2011). As espécies clímax exigentes de luz representaram o grupo ecológico mais abundante na comunidade e isso pode estar associado à condição topográfica da área de estudo. Em regiões com relevo irregular a descontinuidade no dossel favorece ocorrência de espécies clímax exigente de luz (Abreu et al.

2014), conforme identificado neste estudo, em regiões próximas ao córrego presente no setor ao Vale.

Em curto prazo após o incêndio, ou seja, no período de 2000-2005 a mortalidade de indivíduos concentrou nas menores classes de tamanho, no entanto ocorreu aumento da área basal devido o crescimento dos sobreviventes. No segundo período (2005-2014), o elevado recrutamento junto ao crescimento dos sobreviventes incrementou o número de indivíduos e a área basal, e isso caracteriza o processo de recuperação pós-distúrbio na amostra total (comunidade). De uma forma geral, Vale e Encosta tiveram comportamentos distintos em termos de dinâmica. O elevado recrutamento seguido do crescimento dos indivíduos nas maiores classes de tamanho caracteriza o setor Encosta como resiliente, quando comparado ao Vale. Por outro lado, a substituição de espécies pioneiras por espécies clímax de luz e clímax tolerantes à sombra no Vale indica avanço na sucessão. Após 15 anos do incêndio mudanças na estrutura e recrutamento de indivíduos ainda ocorrem na floresta.

Agradecimentos

Os autores agradecem à equipe do Laboratório de Silvicultura e Ecologia do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras (UFLA) nos trabalhos de campo. O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Referências

- Abreu TAL, Pinto JRR, Mews HA. 2014. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. *Rodriguésia* 65: 73-88.
- Alves LF, Metzger, JP. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6:1-26.
- Appolinario V, Oliveira-Filho AT, Guilherme FAG. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 347-360.
- Aquino FG, Walter BMT, Ribeiro JF. 2007. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. *Revista Árvore* 31:793-803.
- Archibald S, Roy DP, Van Wilgen BW, Scholes RJ. 2009. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. *Global Change Biology* 15: 613–630.
- Barton AM, Fetcher N, Redhead S. 1989. The relationship between treefall gap size and light flux in a Neotropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 5: 437-439.
- Bond WJ, Wilgen BW. 1996. *Fire and plants*. New York, Chapman & Hall. 263p.
- Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P, et al. 2009. Fire in the Earth System. *Science* 324: 481-484.
- Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P, et al. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* 38: 2223–2236.

- Bowman DMJS, Balch JK, Brienen, RJW, Gloor E, Phillips OL, Prior LD. 2013. Detecting trends in tree growth: not so simple. *Trends in plant Science* 18: 11-17.
- Brando, PM. et al. 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences, Washington* 111: 6347–6352.
- Carvalho LCS, Van Deng Berg E, Fernandes FAB. 2012. Análise da variação temporal da estrutura de uma floresta altimontana com histórico de fogo. *Cerne* 18: 223-230.
- Castellanos-Castro C, Newton AC. 2015. Environmental heterogeneity influences successional trajectories in Colombian Seasonally Dry Tropical Forests. *Biotropica* 47: 660-671.
- Cochrane MA. Fire science for rainforests. 2003. *Nature* 421: 913-919.
- Dantas AAA, Carvalho LG, Ferreira E. 2007. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. *Ciência e Agrotecnologia* 31:1862-1866.
- Dickinson MB, Ryan KC. 2010. Introduction: strengthening the foundation of wildland fire effects prediction for research and management. *Fire Ecology Journal* 6: 1-12.
- Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, EMBRAPA.
- Garcia PO. 2012. Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos. Tese de doutorado. Universidade Federal de lavras, Lavras.
- Garcia, PO. et al. 2015. Florestas ciliares apresentam dinâmica uniforme? In: DAVIDE, A. C.; Botelho, S. A. (eds.). *Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares*. Lavras: Editora UFPA.

- Higuchi P, Oliveira-Filho AT, Bebbler DP, Brown ND, Silva AC, Machado ELM. 2008a. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. *Plant Ecology* 199: 125- 135.
- Higuchi P, Oliveira-Filho AT, Silva AC, Machado ELM, Santos RM, Pifano, DS. 2008b. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore* 32: 417-426.
- Hoffmann WA, Geiger EL, Gotsch SG, et al. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768.
- Korning J, Balslev H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 477-86.
- Laurance WF, Hiperdynamism in fragmente habitats. 2002. *Journal of Vegetation Science* 13: 595-602.
- Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, et al. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56-67.
- Lehmann CER, Prior LD, Williams RJ, Bowman DMJS. 2008. Spatio-temporal trends in tree cover of a tropical mesic savanna are driven by landscape disturbance. *Journal of Applied Ecology* 45:1304-1311.
- Lewis SL, Phillips OL, Sheil D, et al. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary, *Journal Ecology* 92: 929-944.

- Lieberman D, Lieberman M, Peralta R, Hartshorn GS. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73: 915-924.
- Lima RAF. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. *Revista brasileira Botânica* 28: 651-670.
- Lopes SF, Schiavini I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 21: 249-261.
- Magurran AE. *Ecological diversity and its measurements*. 1988. Princeton, Princeton University. 179 p.
- Martins SV, Rodrigues RR. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 163:51-62.
- Medeiros MB, Miranda HS. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica* 19: 493-500.
- Mews, HA, Marimon BS, Maracahipes L, Franczak DD, Marimon-Junior BH. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 73-82.
- Miguel A, Marimon BS, Oliveira EA, Maracahipes L, Marimon-Junior, BH. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotropica* 11: 53-6.
- Miles L, Newton AC, Defries RS. et al. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Moro MF, Martins FR. 2013. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF,

- Andrade LA, Meira Neto, JAA. (eds.) *Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa, UFV, p.175-208.
- Nunes YRF, Mendonça AVR, Botezelli L, Machado ELM, Oliveira-Filho AT. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasílica* 17: 213-229.
- Oldeman RAA. 1990. *Forests: elements of silvology*. Berlin, Springer-Verlag, 624p.
- Oliveira AP, Schiavini I, Vale VS. et al. 2014. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). *Acta Botanica Brasílica* 28: 234-248.
- Oliveira-Filho AT, Mello JM, Scolforo JRS. 1994. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta semidecidual montana em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 17: 167-182.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Oliveira-Filho AT, Jarenkow JA, Rodal MJN. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests on eastern south America based on tree distribution patterns. In: Pennington RT, Lewis GP, Ratter JA. (eds). *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation*. Edinburg: CRS Press.
- Oliveira-Filho AT, Carvalho WAC, Machado ELM. et al. 2007. 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 (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 30: 149-161.

- Peixoto KS, Sanchez M, Pedroni F. et al. 2012. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. *Acta Botânica Brasílica* 26: 697-708.
- Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 437- 457.
- Phillips OL, Gentry AH. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.
- Phillips OL. 1996. Long-term environmental change in tropical forest: increasing tree turnover. *Environmental Conservation* 23: 235-246.
- Pinto LVA, Botelho SA, Oliveira-Filho AT, Davide, AC. 2005. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. *Revista Árvore*, 29: 775-794.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing.
- Sheil D, Burslem DRFP, Alder D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Ecology* 83:331-333.
- Sheil D, Jennings S, Savill P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Uganda rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 765-800.
- Silva MR, Araujo GM. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma Floresta Semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 23: p.49-56.
- Silva VF, Venturin N, Oliveira-Filho AT, Carvalho W AC. 2003. Caracterização estrutural de um fragmento de floresta semidecídua no município de Ibituruna, MG. *Cerne* 9: 92-106.

- Silva VF, Oliveira-Filho AT, Venturin N, Carvalho WAC, Gomes JBV. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 701-716.
- Silva, AC, Van Den Berg E, Higuchi P, Nunes MH. 2011. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. *Revista Árvore* 35: 883-893.
- Swaine MD, Whitmore TC. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Taylor D, Hamilton AC, Lewis SL, Nantale G. 2008. Thirty-eight years of change in a tropical Forest: plot data from Mpanga Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology* 46: 655-667.
- Zar JH. 2010. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Upper Saddle River, 944p.

Apêndice A. Número de indivíduos e guilda de regeneração das espécies arbóreas registrada em inventários realizados nos anos 2000, 2005 e 2014 em um fragmento de floresta estacional semidecidual “Mata do Coqueiro” em Ibituruna, Minas Gerais, Brasil. As espécies são apresentadas em ordem alfabética por família.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Anacardiaceae		35	30	24	22	19	13	13	11	11
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	CL	2	2	2	1	1	1	1	1	1
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	CL	9	8	5	9	8	5			
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	CL	3	2	1	2	1		1	1	1
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch	CL	21	18	16	10	9	7	11	9	9
Annonaceae		37	30	36	10	8	21	27	22	15
<i>Annona cacans</i> Warm.	CL	6	5	4	2	2	2	4	3	2
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	CL	22	17	22	6	4	13	16	13	9
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer (R.E.Fr.) R.E.Fr.	CL			4			4			
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	CL	1						1		
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	CS	4	4	2	1	1		3	3	2
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	CL	4	4	4	1	1	2	3	3	2
Apocynaceae		10	12	18	4	6	10	6	6	8
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	CL	5	5	7	4	4	6	1	1	1

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	CS	4	6	7		2	3	4	4	4
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	CS	1	1	3				1	1	3
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	CL			1			1			
Aquifoliaceae		2	2	3				2	2	3
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	CS	2	2	3				2	2	3
Araliaceae		12	11	7	2	2	2	10	9	5
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	CS	12	11	7	2	2	2	10	9	5
Areaceae		7	8	9	3	3	3	4	5	6
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	CL	6	7	8	3	3	3	3	4	5
Asteraceae		1	1	1				1	1	1
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	P	1	1	1				1	1	1
Bignoniaceae				2			1			1
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	CL			1			1			
<i>Jacaranda puberula</i> Cham	CL			1						1

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Burseraceae		4	5	4	2	3	2	2	2	2
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	CL	4	5	4	2	3	2	2	2	2
Cannabaceae		4	5	3	3	5	3	1		
<i>Celtis pubescens</i> (Kunth) Spreng.	P	1	1	3	1	1	3			
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	3	4		2	4		1		
Cardiopteridaceae		10	9	13	5	5	6	5	4	7
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	CL	10	9	13	5	5	6	5	4	7
Celastraceae		6	6	7	1	1	2	5	5	5
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	CS	6	6	6	1	1	1	5	5	5
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	CS			1			1			
Clethraceae		1	1	1	1	1	1			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	CL	1	1	1	1	1	1			
Combretaceae		1	1	1				1	1	1
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	CL	1	1	1				1	1	1
Connaraceae		6	6	6				6	6	6
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	CS	6	6	6				6	6	6
Ebenaceae		2	2	2				2	2	2
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	CL	2	2	2				2	2	2

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Euphorbiaceae		125	120	139	49	44	50	76	76	89
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	CL	1		3	1		3			
<i>Croton echinocarpus</i> Müll. Arg.	P	2	1		2	1				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	19	19	22	17	17	20	2	2	2
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	CL	101	98	112	27	26	25	74	72	87
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	CL	2	2	2	2	2	2			
Fabaceae		243	217	220	109	96	111	134	121	109
<i>Albizia polycephala</i> (Benth) Killip ex Record	CL	18	18	16	4	3	3	14	15	13
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth	CS	4	3	3				4	3	3
<i>Bauhinia forficata</i> Link	CL			1			1			
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	CL	1	1					1	1	
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	CS	19	19	15	14	14	12	5	5	3
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	CL	1	1	1	1	1	1			
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	CL	1	1	1	1	1	1			
<i>Inga marginata</i> Willd.	CL	9	5	3	7	3	1	2	2	2
<i>Inga striata</i> Benth.	CL	7	5	4				7	5	4

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	CL	2	2	1				2	2	1
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az.- Tozzi & H.C.Lima	CL	8	7	4	6	5	3	2	2	1
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	CL	10	10	10	3	3	4	7	7	6
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	P	13	12	11	10	9	8	3	3	3
<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) J.F.Macbr.	CL	2			1			1		
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	CL	21	18	18	12	9	9	9	9	9
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	CL	22	16	16	4	2	2	18	14	14
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	CL	26	22	19	13	12	12	13	10	7
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	CS	7	7	6	4	4	3	3	3	3
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	CL	3	1		3	1				
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	P	11	12	24	9	10	20	2	2	4
<i>Platygyamus regnellii</i> Benth.	CL	27	28	26	5	6	5	22	22	21
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	CL	6	6	5	3	3	2	3	3	3
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	P	22	21	35	7	9	24	15	12	11

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	P	1			1					
Hypericaceae		1	1	3	1	1	2			1
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	P	1	1	3	1	1	2			1
Lacistemataceae		1		2				1		2
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	CS	1		2				1		2
Lamiaceae		1						1		
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	CL	1						1		
Lauraceae		56	55	72	17	13	23	39	42	49
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	CS	1	1	1				1	1	1
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	CS	4	6	5	1	1	2	3	5	3
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	CS	2	2	2				2	2	2
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	CS	2	3	9			5	2	3	4
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.)	CS	2	2	2	1	1	1	1	1	1
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	CS	2	2	6	1	1	5	1	1	1
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	CL	6	6	6	3	3	3	3	3	3

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	CS	1	1	1				1	1	1
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	CL	12	10	16	7	4	3	5	6	13
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	CL	1	1	5	1	1	2			3
<i>Ocotea elegans</i> Mez	CL	3	2	2	1			2	2	2
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	CS	1	1	1				1	1	1
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	CS	1	3	3				1	3	3
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	CS	3	3	2	1	1	1	2	2	1
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	CL	14	11	10	1	1	1	13	10	9
Lecythidaceae		14	11	15	7	6	8	7	5	7
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	CS	9	7	10	3	3	4	6	4	6
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	CS	5	4	5	4	3	4	1	1	1
Loganiaceae		4	2	2	3	1	1	1	1	1
<i>Strychnos nigricans</i> Progel	CS	4	2	2	3	1	1	1	1	1
Magnoliaceae		1	1					1	1	
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	CS	1	1					1	1	
Malpighiaceae		9	7	6	7	5	4	2	2	2
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	CL	9	7	6	7	5	4	2	2	2

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Malvaceae		53	55	54	26	27	28	27	28	26
<i>Callianthe macrantha</i> (A. St.-Hil.)	P			1			1			
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	CL	2	2	1	1	1	1	1	1	
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	CS	1	1	2			1	1	1	1
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	CL	12	15	14	7	9	9	5	6	5
<i>Helicteres ovata</i> Lam.	P	2	2	1				2	2	1
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc	CL	13	13	15	2	2	3	11	11	12
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	CL	21	20	18	14	13	11	7	7	7
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	CL	1	1	1	1	1	1			
Melastomataceae		1	1	2	1	1	2			
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	CL			1			1			
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	CL	1	1	1	1	1	1			
Meliaceae		62	56	71	19	17	32	43	39	39
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CS	6	7	5				6	7	5
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	CL	11	10	12	5	4	6	6	6	6
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	CS	2	2	11	1	1	7	1	1	4
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	CS	7	7	5	2	2	1	5	5	4

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	CS	6	5	4				6	5	4
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss	CS			1						1
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	CS	1	1					1	1	
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	CS	23	21	31	10	9	18	13	12	13
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	CS	6	3	2	1	1		5	2	2
Monimiaceae		17	17	19	2	2	1	15	15	18
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	CS	17	17	19	2	2	1	15	15	18
Moraceae		4	4	14	1	1	10	3	3	4
<i>Ficus adhatifolia</i> Schott	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steud.	CL	3	3	13	1	1	10	2	2	3
Myristicaceae				3			2			1
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb	CS			3			2			1
Myrtaceae		60	55	61	26	24	29	34	31	32
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	CL	1	1	1	1	1	1			
<i>Calyptrocalyx brasiliensis</i> Spreng.	CS			1						1
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	CL	1	1	2				1	1	2

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	CL	2	1	1				2	1	1
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	CS	16	15	11	10	9	8	6	6	3
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	CS	1	2	2		1	1	1	1	1
<i>Eugenia florida</i> DC	CS	17	16	15	8	8	6	9	8	9
<i>Eugenia leitonii</i> ined.	CS	3	2	2	2	2	2	1		
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	CL	5	5	4	1	1		4	4	4
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	CS	1			1					
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	CS	4	3		1	1		3	2	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	CL	2	2	13			10	2	2	3
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	CL	2	2	3				2	2	3
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	CS	3	3	3	1	1	1	2	2	2
<i>Psidium guineense</i> Sw.	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	CL	1	1	2	1				1	2
Nyctaginaceae		2	2	1	1	1	1	1	1	
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	CS	1	1					1	1	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	CS	1	1	1	1	1	1			
Ochnaceae			1	1		1	1			

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	CS		1	1		1	1			
Olacaceae		1	1	1	1	1	1			
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	CS	1	1	1	1	1	1			
Opiliaceae		4	4	4	1	1	1	3	3	3
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	CS	4	4	4	1	1	1	3	3	3
Pentaphylacaceae		1						1		
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	CL	1						1		
Peraceae		2	2		1	1		1	1	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	CL	2	2		1	1		1	1	
Phytolaccaceae		1	1	1				1	1	1
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	CS	1	1	1				1	1	1
Piperaceae		2	4	1	1	4	1	1		
<i>Piper amalago</i> L.	CS	2	4	1	1	4	1	1		
Primulaceae		4	4	5	2	2	3	2	2	2
<i>Geissanthus ambiguus</i> (Mart.) G.Agostini	CS	3	3	4	2	2	3	1	1	1
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex	CL			1						1

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	CL	1	1					1	1	
Proteaceae		3	2	1	1			2	2	1
<i>Roupala montana</i> Aubl.	CL	3	2	1	1			2	2	1
Rhamnaceae		8	5	4	5	2		3	3	4
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	CL	3	1		3	1				
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	CL	5	4	4	2	1		3	3	4
Rosaceae		29	29	36	7	7	11	22	22	26
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	CL	29	29	36	7	7	11	22	22	25
<i>Alseis floribunda</i> Schott	CS		1	3			1		1	2
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	CS	5	5	5				5	5	5
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	CL	1	1	3	1	1	1			2
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	CL	4	3	2	4	3	2			
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	CS	9	9	7	8	8	6	1	1	1
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltld.	CS			1			1			
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	CS	2	3	3	2	3	3			
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	CL			1						1
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	CL	3	3	2				3	3	2

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Rutaceae		30	31	41	10	10	15	20	21	26
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	CS	3	2	2	2	1	1	1	1	1
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.)	CS	6	4	7	1	1	3	5	3	4
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	CS	19	25	26	6	8	8	13	17	18
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg	CL			3						3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	P	2		3	1		3	1		
Salicaceae		23	22	25	12	11	13	11	11	12
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	CL	3	2	1	2	1	1	1	1	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	P	15	16	18	7	7	8	8	9	10
Sp não identificada	NC			1			1			
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	CS	4	3	4	2	2	2	2	1	2
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	CL	1	1	1	1	1	1			
Sapindaceae		65	60	65	27	24	25	38	36	40
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.)	P	5	5	5	2	2	2	3	3	3
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	CS	4	4	2	3	3	1	1	1	1
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	CS			1			1			
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	CL	40	36	39	16	13	13	24	23	26

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE	GR	Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	CL	1	1	1				1	1	1
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	CL	1	1	1	1	1	1			
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CL	12	11	11	4	4	4	8	7	7
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk	CL	2	2	5	1	1	3	1	1	2
Sapotaceae		5	4	4	3	3	3	2	1	1
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	CL	3	2	2	1	1	1	2	1	1
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	CL	2	2	2	2	2	2			
Siparunaceae			1	2		1	2			
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	CS		1	2		1	2			
Solanaceae		2	4	4	2	4	4			
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	P		1	3		1	3			
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	P	1	2		1	2				
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	CL	1	1	1	1	1	1			
Styracaceae		20	15	13	19	14	12	1	1	1
<i>Styrax camporum</i> Pohl	CL	18	13	11	18	13	11			
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	CL	2	2	2	1	1	1	1	1	1

Apêndice A “Continua ...”

FAMÍLIA/ESPÉCIE		Abundância								
		Amostra Total			Encosta			Vale		
		2000	2005	2014	2000	2005	2014	2000	2005	2014
Urticaceae		3	4	12	3	4	11			1
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	P	1	2	4	1	2	4			
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	2	2	7	2	2	6			1
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Griseb.	CS			1			1			
Verbenaceae		11	12	14	8	10	13	3	2	1
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A.Juss.	P	11	12	14	8	10	13	3	2	1
Vochysiaceae		18	17	15	16	15	13	2	2	2
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	CL	13	13	13	11	11	11	2	2	2
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	CL	5	4	2	5	4	2			

GR - Guildas de regeneração; P – espécies pioneiras; CL – espécies clímax exigentes de luz; CS – espécies clímax tolerantes à sombra; NC – Não classificada.