EDER MARCOS DA SILVA

MUDANÇAS TEMPORAIS ASSOCIADAS AO ESPECTRO DE DISPERSÃO E A GUILDAS DE REGENERAÇÃO EM UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE MATA ATLÂNTICA

LAVRAS – MG
2016

EDER MARCOS DA SILVA

MUDANÇAS TEMPORAIS ASSOCIADAS AO ESPECTRO DE DISPERSÃO E A GUILDAS DE REGENERAÇÃO EM UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE MATA ATLÂNTICA

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

ORIENTADOR
DR. RUBENS MANOEL DOS SANTOS

LAVRAS – MG
2016

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, Eder Marcos.
Mudanças temporais associadas ao espectro de dispersão e a guildas de regeneração em uma comunidade arbórea de Mata Atlântica / Eder Marcos da Silva. – Lavras : UFLA, 2016.
60 p.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2016.
Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.
Bibliografia.

1. Bambu. 2. Resiliência. 3. Silvigênese. 4. Interações Bióticas. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

EDER MARCOS DA SILVA

MUDANÇAS TEMPORAIS ASSOCIADAS AO ESPECRTO DE DISPERSÃO E A GUILDAS DE REGENERAÇÃO EM UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE MATA ATLÂNTICA

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

APROVADA em 29 de fevereiro de 2016.

Dr. Jean Daniel Morel UFLA

Dr. Paulo Oswaldo Garcia IFSULDEMINAS

Dr. Rubens Manoel dos Santos

Orientador

LAVRAS-MG
2016

A minha mãe Aparecida e a minha irmã Luana que sempre estiveram ao meu lado, durante momentos de alegria e tristeza, encorajando-me a seguir em busca de meus objetivos,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A DEUS..

Ao meu pai Ivo, pelo grande incentivo.

À minha mãe Aparecida Cláudia que, além da vida, deu-me apoio e orientação. Renunciou, muitas vezes, a seus sonhos em favor dos meus, permitindo, assim, que cada etapa da minha vida se transformasse em conquista. Eu te amo mãe.

À minha irmã Luana que acreditou em mim, dia após dia. Sem você tudo isso seria impossível. Obrigado, pela confiança e amor em mim depositados.

Às minhas amadas sobrinhas Nicoly, Nathália e Eloá, por todo amor, carinho e, principalmente, pela compreensão da minha ausência.

Ao Guilherme, por todo apoio e companheirismo, durante todos os momentos de incertezas.

Aos amigos e colegas de laboratório, por todo o carinho, gargalhadas e incentivo.

A Poly, Matheus, Cléber e Marcela, pelas contribuições na execução deste trabalho de pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos, pela orientação e direcionamento na execução deste trabalho.

À Universidade Federal de Lavras, em especial aos Departamentos de Biologia e de Ciências Florestais.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao programa de pós-graduação em Botânica Aplicada pela oportunidade de realizar o curso de mestrado.

Enfim... Agradeço a todos que, de maneira direta ou indireta, colaboraram na concretização desse projeto.

“*Não são as espécies mais fortes que sobrevivem, nem as mais inteligentes, e sim as mais suscetíveis a mudanças”*.

Charles Darwin

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi analisar as mudanças estruturais ocorridas em uma comunidade arbórea de floresta estacional semidecidual, localizada na Fazenda Lagoa, município de Coqueiral, MG, durante o período de 10 anos (2003-2013) de monitoramento e detectar padrões associados a grupos ecológicos de sucessão, assim como para o espectro de dispersão da comunidade. Para tal, buscou responder as seguintes perguntas: (1) Existem padrões nas alterações estruturais da comunidade arbórea ao longo do tempo? (2) Há padrões nas alterações estruturais temporais de grupos sucessionais específicos (pioneiras e não pioneiras)? (3) Existem padrões para as alterações estruturais do espectro de dispersão (zoocoria, autocoria e anemocoria) da comunidade? Os estudos ecológicos na área se iniciaram em 2003, por meio do levantamento fitossociológico da comunidade arbórea, com a alocação de 25 parcelas permanentes de 20×20 m, ao longo de cinco transeções, totalizando uma amostragem de 1 hectare. Os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 15,7 cm receberam etiquetas numeradas de alumínio e foram medidos em circunferência. Em 2008 e 2013 ocorreram os inventários de monitoramento, onde os indivíduos sobreviventes foram mensurados, os mortos contabilizados e os recrutas incorporados. As mudanças estruturais temporais foram analisadas por meio da obtenção de taxas de dinâmica relativas à abundância de indivíduos e área basal para a comunidade como um todo, bem como para grupos de guildas de regeneração e o espectro de dispersão. A comunidade apresentou instabilidade durante o período de monitoramento, caracterizada pelo predomínio de mortalidade e ganho de área basal no primeiro intervalo, seguido de mortalidade e perda de área basal no segundo intervalo, possivelmente em função da presença de bambus na área. Com base no padrão das taxas apresentadas pelas espécies pioneiras, em resposta às condições desfavoráveis do hábitat, foi possível constatar uma menor dificuldade de estabelecimento, quando comparada às espécies não pioneiras. Com relação ao espectro de dispersão da comunidade, ocorreu a ausência de um padrão para a dinâmica da área basal dos grupos, tendo em vista que as características ecológicas ligadas à dispersão estão associadas apenas ao sucesso de chegada dos grupos na área, e não em seu estabelecimento. As espécies anemocóricas não apresentaram um padrão de dinâmica claro, no entanto, um padrão claro demonstra uma redução no recrutamento de espécies zoocóricas. Torna-se necessário o desenvolvimento de novos estudos para subsidiar a compreensão de alguns padrões encontrados, como, por exemplo, a alta mortalidade de espécies autocóricas, ao longo do período de monitoramento.

Palavras-chave: Bambu. Resiliência. Silvigênese. Interações Bióticas.

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the structural changes in a tree community of semideciduous forest, located on Fazenda Lagoa, city of Coqueiral, Minas Gerais, during the period of 10 years (2003-2013) to monitor and detect patterns associated with ecological groups of succession, as well as for the community dispersal spectrum. To this end, this work sought to answer the following questions: (1) Are there patterns in the structural changes of the tree community over time? (2) Are there patterns in the temporal structural changes of specific successional groups (pioneer and non-pioneer)? (3) Are there patterns for structural changes in the dispersal spectrum (zoochory, autochory and anemochory) community? Ecological studies in the area began in 2003, through the phytosociological survey of the tree community, with the allocation of 25 permanent plots of 20 × 20 m over five transects totaling a sample of 1 hectare. The living individual trees with circumference at breast height (CBH) greater than or equal to 15.70 cm received numbered labels of aluminum and were measured in circumference. In 2008 and 2013 the monitoring inventories occurred, where survivor individuals were measured, the dead were recorded and recruiters were incorporated. Temporal structural changes were analyzed by obtaining dynamic rates on the abundance of individuals and basal area for the community as a whole as well as for groups of regeneration guilds and dispersal spectrum. The community presented instability during the monitoring period, characterized by the prevalence of mortality and gain of basal area in the first interval, followed by mortality and loss of basal area in the second interval, possibly due to the presence of bamboos in the area. Based on the pattern of charges made by pioneer species, in response to the poor quality of the habitat, there has been a minor difficulty in establishing compared to non-pioneer species. With regard to community dispersal spectrum there was a lack of a pattern for the dynamic basal area of groups in order that the ecological traits of dispersion are associated only with the successful arrival of the groups in the area, and not in their establishment . Anemochoric dynamic did not show a clear pattern, however, a clear pattern demonstrates a reduction in the recruitment of zoochoric species. It is necessary to develop new studies to support the understanding of some patterns found, for example, high mortality of autochorous species throughout the monitoring period.

Keywords: Bamboo. Resilience. Silvigenesy. Biotic Interactions.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Dinâmica da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional semidecidual (Coqueiral, MG), durante dois intervalos de amostragem. 37

Tabela 2 Parâmetros de dinâmica (área basal) por guildas de regeneração e espectro de dispersão obtidos para a comunidade arbórea de um fragmento florestal localizado no município de Coqueiral, MG. 40

Tabela 3 Parâmetros de dinâmica (número de indivíduos) por guildas de regeneração e espectro de dispersão obtidos para a comunidade arbórea de um fragmento florestal localizado no município de Coqueiral, MG. 41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização geográfica do município de Coqueiral, MG e o fragmento florestal estudado, com a localização das parcelas permanentes, em escala fictícia.....33

Figura 2 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos de um remanescente de floresta estacional semidecidual (Coqueiral, MG), em diferentes levantamentos. 39

Figura 3 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos por guildas regeneração em um fragmento de floresta estacional semidecidual (Coqueiral, MG), em diferentes levantamentos (A. 2003; B. 2008; C. 2013). 45

Figura 4 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos do espectro de dispersão de um fragmento de floresta estacional semidecidual (Coqueiral, MG), em diferentes levantamentos (A. 2003; B. 2008; C. 2013). 46

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE 11

1 INTRODUÇÃO GERAL 11

2 REFERENCIAL TEÓRICO 12

2.1 Mata atlântica: diversidade e conservação 12

2.2 Mudanças temporais em comunidades arbóreas 14

2.3 Processo silvigenético 16

2.4 Aspectos ecológicos vinculados à dispersão e regeneração de comunidades florestais 18

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS 20

REFERÊNCIAS 21

SEGUNDA PARTE 27

ARTIGO: Mudanças temporais associadas ao espectro de dispersão e a guildas de regeneração em uma comunidade arbórea de Mata Atlântica 27

1 INTRODUÇÃO 30

2 MATERIAL E MÉTODOS 32

3 RESULTADOS 36

4 DISCUSSÃO 47

AGRADECIMENTO 52

REFERÊNCIAS 52

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Após passar por séculos de devastação, atualmente, grande parte da Mata Atlântica se encontra reduzida a pequenos remanescentes e fragmentos florestais. O seu histórico de devastação foi decisivo para a consolidação atual da Mata Atlântica como um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta, uma vez que sua alta diversidade se encontra extremamente vulnerável. Além disso, a expansão da população humana é rápida, intensificando, assim, o ritmo das mudanças antrópicas sobre a vegetação do Domínio, e tornando a necessidade de ação urgente.

Nesse sentido, compreender os mecanismos que regem os processos dinâmicos de comunidades florestais pertencentes ao Domínio Atlântico são de suma importância, uma vez que são úteis para a elaboração de ações e orientações futuras sobre o uso dessas florestas, bem como possibilitar a definição de políticas públicas e ações conservacionistas.

De modo geral, o objetivo do presente trabalho foi analisar as mudanças temporais do componente arbóreo de um fragmento de Mata Atlântica, por meio de um monitoramento de dez anos, bem como compreender a dinâmica ecológica da comunidade sob a ótica de seu espectro de dispersão e guildas de regeneração. E ,assim, obter informações a respeito da dinâmica sucessional da comunidade florestal.

A presente dissertação foi estruturada em duas distintas partes, porém complementares, sendo a primeira uma revisão bibliográfica abordando temáticas e conceitos essenciais para o desenvolvimento do trabalho, e a

segunda parte, em forma de um artigo científico elaborado adotando-se as normas da revista *Acta Botanica Brasilica*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mata Atlântica: diversidade e conservação

Desde a colonização do Brasil pelos europeus, há mais de 500 anos, a Mata Atlântica passou por séculos de devastação, sendo que, atualmente, sua antiga extensão coincide em grande parte com as áreas mais populosas do país (LEITÃO FILHO, 1987; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Estima-se que, inicialmente, a Mata Atlântica cobria cerca de 150 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009). As variadas condições geográficas, associadas às variações de altitude fazem com que a Mata Atlântica possua uma grande heterogeneidade ambiental que acaba por condicionar uma grande diversidade de espécies, muitas destas endêmicas (FERNANDES, 2006; RIBEIRO et al., 2009).

Atualmente, estima-se que existam apenas 8,5 % da cobertura original da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014), fazendo com que a mesma se tornasse área prioritária para conservação (MYERS et al., 2000). Mesmo tendo sua área extremamente reduzida, quando comparada à sua cobertura original, esse domínio comporta a flora mais rica do Brasil (FERNANDES, 2006), bem como cerca de 2,7 % do total de plantas endêmicas já descritas mundialmente (MYERS et al., 2000). Além disso, com base em seus altos níveis de riqueza e endemismo, somados às inúmeras ameaças à sua conservação, a Mata Atlântica, assim como o Cerrado, foi considerada um dos 35 *hotpots* globais de biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2004; MYERS et al., 2000; WILLIAMS et al., 2011).

O Domínio Atlântico é constituído por diversas fisionomias florestais, tais como: as Florestas Ombrófilas Densas que estão associadas a altas temperaturas e precipitação, as Florestas Ombrófilas Mistas ao sul do país, que, além das mesmas características climáticas das Ombrófilas Densas se caracterizam por possuir, concomitantemente, espécies de angiospermas e gimnospermas (ISTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012). Além disso, existem as Florestas Estacionais, que, diferentemente das demais formações, possuem uma estação seca característica, responsável por condicionar alta diversidade de espécies (IBGE, 2012; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB, 2013). De modo geral, a porcentagem das árvores caducifólias no conjunto das florestas estacionais caracteriza a ocorrência de dois tipos florestais distintos na Mata Atlântica, as florestas deciduais onde mais de 50% dos indivíduos perdem suas folhas durante o período de seca e as florestas semideciduais, em que 20 a 50% dos indivíduos se tornam decíduos, durante o período de estiagem (BOTREL et al., 2002; IBGE, 2012).

Dentre as fisionomias presentes na Mata Atlântica, as Florestas Estacionais Semideciduais destacam-se por ocorrerem em encostas e/ou topo de morros no domínio Atlântico ou em forma de floresta de galeria em solos úmidos no domínio do Cerrado. Essas florestas apresentam como características a estacionalidade climática condicionada pela ocorrência de uma estação com chuvas intensas de verão, seguidas por um período de estiagem. O grau de deciduidade é dependente da intensidade e duração de temperaturas mínimas e máximas acrescidas do período de déficit hídrico (BOTREL et al., 2002; IBGE, 2012; RODRIGUES et al., 2003).

As Florestas Estacionais Semideciduais se distribuem amplamente no país, ocorrendo nos estados do Paraná, São Paulo, Espírito Santo, Sul da Bahia, Sul do Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais (OLIVEIRA-FILHO;

FONTES, 2000; SFB, 2013). No entanto, por ocorrerem em solos úmidos e férteis, características favoráveis para práticas agrícolas, essas florestas têm sofrido grandes distúrbios antrópicos (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994). Assim, os sucessivos ciclos econômicos associados à contínua expansão da população humana comprometem seriamente a integridade ecológica desse ecossistema (LAGOS; MULLER, 2007).

2.2 Mudanças temporais em comunidades arbóreas

Apesar de haver um grande volume de estudos descritivos em comunidades florestais, Nunes (2005) alertou que, em sua maioria, tais trabalhos abordavam aspectos relacionados à fitossociologia e florística das mesmas; entretanto, esse cenário não mudou nos dias atuais. Apesar de essenciais, esses estudos são considerados pontuais e incapazes de detectar as variações que ocorrem nas comunidades florestais ao longo do tempo (PINTO, 2002).

As mudanças que ocorrem ao longo do tempo e do espaço nas comunidades arbóreas podem ser detectadas por meio de estudos de longa duração (ALMEIDA et al., 2014). Esses estudos podem verificar as mudanças que ocorrem de forma contínua nas comunidades, revelando, assim, importantes aspectos sobre o crescimento, o recrutamento e a mortalidade dos indivíduos (FELFILI, 1995). De modo geral, tais estudos possibilitam ações e orientações futuras sobre o uso e manejo de uma floresta, além de indicar e prever possíveis efeitos de ações naturais e antrópicas, e permitir a definição de políticas públicas em iniciativas de controle em unidades de conservação ou manejo de florestas privadas (MEWS et al., 2011).

As mudanças temporais que ocorrem nas comunidades vegetais são, de modo geral, consequência de variações que podem ocorrer sobre os componentes bióticos e abióticos que constituem as mesmas (PINTO, 2002).

Mudanças na intensidade de luz, umidade e temperatura do solo e variações topográficas exercem grande efeito sobre a composição florística, estrutura e, consequentemente, sobre a dinâmica das comunidades arbóreas (BURYLO; REY; DELCROS, 2007; NUNES, 2005). Dentre os fatores bióticos, pode-se citar uma gama de processos biológicos que constituem agentes modeladores da dinâmica da vegetação, tais como: competição (intra e interespecífica), estratégias de polinização, e mecanismos de dispersão de diásporos (BALANDIER et al., 2006).

Os distúrbios também desempenham um papel fundamental na dinâmica e na composição de espécies de comunidades arbóreas, causando heterogeneidade ambiental no espaço e no tempo em diferentes escalas (DORNELAS; SOYKAN; UGLAND, 2010). As consequências do distúrbio para a composição de espécies, estrutura e dinâmica das comunidades dependerá, em geral, de sua intensidade, frequência e escala (GIBSON; GIBSON, 2006; SHEIL; BURSLEM, 2003).

De modo geral, as informações sobre mudanças temporais em comunidades arbóreas ainda são consideradas insuficientes (NUNES, 2005). Historicamente, os primeiros trabalhos em grande escala a abordarem mudanças temporais em comunidades florestais foram desenvolvidos por Liberman et al. (1985) e Liberman e Liberman (1987) em *La Selva Biological Station*, na Costa Rica. Apesar de estes trabalhos serem os mais difundidos no meio científico, outros trabalhos pioneiros, porém em menores escalas, também merecem destaque, tais como Nicholson (1963) que avaliou as mudanças em 1,8 ha de floresta primária em Sepilok, Malásia e Putz e Milton (1982), que estudaram a dinâmica florestal em 7 ha de floresta em Barro Colorado, Panamá. Além disso, outros trabalhos pioneiros foram desenvolvidos por Richard Condit e colaboradores, também na Ilha de Barro Colorado. Para esses trabalhos foram amostrados 50 ha de floresta, avaliados a partir do ano de 1982 (CONDIT et al.,

1999; CONDIT; HUBBEL; FOSTER, 1995). Importantes também foram as contribuições dos trabalhos desenvolvidos por Douglas Sheil e colaboradores, que propuseram formulações que são utilizadas, atualmente, em trabalhos de dinâmica florestal (SHEIL; BUSLEM; ALBER 1995; SHEIL et al., 2004; SHEIL; MAY 1996; SHEIL; JENNINGS; SAVILL 2000).

Já, no Brasil, em termos de estudos com abordagem temporal, destacam-se o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais-PDBFF (INPA/SI), localizado na região Amazônica, a cerca de 80 km ao Norte de Manaus (AM). Nesse contexto, Santos (2013) salienta as importantes contribuições de alguns trabalhos desenvolvidos pela Universidade Federal de Lavras em florestas semideciduais (GARCIA, 2012; GUIMARÃES et al., 2008; MEYER et al., 2015; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997), além do projeto Diversidade, Dinâmica e Conservação em Florestas do estado de São Paulo.

2.3 Processo silvigenético

O processo de silvigênese é denominado por Oldeman (1983) como sendo uma cadeia de mudanças estruturais, a qual determinada comunidade florestal está sujeita, após passar por eventos de distúrbio. Segundo o mesmo autor, essa cadeia de mudanças promove alterações na demografia (densidade) e biomassa (área basal) da comunidade, gerando, assim, determinados padrões.

Com base nos padrões silvigenéticos propostos por Oldeman (1983), é possível diagnosticar, analisando características estruturais da comunidade arbórea, as fases de regeneração que uma floresta instável se encontra, assim como inferir sobre as tendências para a mesma ser convertida em uma floresta madura e homeostática. Esse processo de reconstrução florestal sugerido pelo autor pode ser subdivido nas seguintes fases: *fase de estabilidade*, *fase de*

degradação, fase de construção inicial, fase de construção inicial com distúrbio e *fase de construção tardia.*

A *fase de estabilidade* é caracterizada pelo período de "clímax" ou fase "madura" em que uma floresta ou ecounidade permanece. Durante esse período, o número de indivíduos e a biomassa da comunidade flutuam, moderadamente, sob um regime de perturbações de baixo impacto (e.g. queda de galhos) sem que haja uma posterior formação de clareiras. A ocorrência de um evento de distúrbio moderado a grave, capaz de promover a abertura do dossel da floresta, ocasiona uma redução na densidade e área basal da comunidade, caracterizando, assim, a chamada *fase de degradação*. Essa fase pode ser muito breve ou mais longa, o que irá depender da severidade do distúrbio em questão, por exemplo, distúrbios que causam a desintegração de muitas árvores em pé e uma posterior formação de clareiras, de distintas dimensões, são responsáveis por fazer com que essa fase de degradação se torne mais longa. Depois de cessado os efeitos causados pelo distúrbio, a comunidade arbórea pode ser reconstruída por meio de duas distintas fases. Na primeira fase, a chamada *construção inicial*, é caracterizada pelo aumento imediato na densidade dos indivíduos e área basal. Já, na segunda, a fase de construção inicial é precedida por uma *fase de construção inicial com distúrbio*, onde ocorre o recrutamento de uma nova geração de árvores, no entanto, a perda de área basal oriunda da morte de árvores maiores é mantida. Logo, essa fase é caracterizada por um aumento na densidade de indivíduos e uma diminuição da área basal da comunidade. A *fase de construção tardia* é caracterizada por um aumento da área basal e uma diminuição no número de indivíduos. Essa fase também é conhecida como "autodesbaste", onde as árvores sobreviventes a crescente competição acumulam biomassa, enquanto ocorre a mortalidade de inúmeras outras com menores diâmetros.

2.4 Aspectos ecológicos vinculados à dispersão e regeneração de comunidades florestais

Segundo Norden (2014), a regeneração natural desempenha um papel primordial na manutenção da diversidade das florestas tropicais. Ainda, segundo o mesmo autor, esse processo pode ser subdivido em algumas fases consideradas básicas: produção e dispersão de diásporos, germinação de sementes e estabelecimento de mudas; sendo que, cada uma dessas etapas representa um forte gargalo para se compreender a demografia das espécies que compõem as comunidades florestais.

A dispersão de diásporos representa um importante passo para a manutenção e regeneração natural das florestas tropicais (NORDEN, 2014). A maioria das espécies arbóreas tropicais possui dispersão limitada, nesse sentido, para diversas espécies, menos da metade das sementes produzidas são ativamente dispersas e, em alguns casos, até 75% das sementes dispersas não conseguem germinar (RATIARISON, 2003). Além disso, a predação de sementes é uma das maiores causas de mortalidade, ao longo do ciclo de vida das plantas (NORDEN, 2014). Visando a contornar essas limitações, bem como, maximizar seu raio de colonização, as espécies vegetais tendem a desenvolver ao longo do curso evolutivo diversas estratégias ou mecanismos que facilitem a disseminação de seus diásporos (GIEHL et al., 2007). Dentro de uma comunidade vegetal, a proporção de espécies com diferentes mecanismos de dispersão é chamada de espectro de dispersão, o qual pode resultar de distintas pressões seletivas (MARTINS; CAZATTO; SANTOS, 2014).

Genericamente, frutos, infrutescências, sementes e outras unidades de dispersão podem ser denominadas de diásporos (MARTINS; CAZATTO; SANTOS, 2014). Normalmente, os diásporos possuem adaptações que possibilitam sua dispersão por um vetor específico, formando, assim, as

chamadas síndromes de dispersão (GIEHL et al., 2007). Fatores abióticos como o vento, a gravidade e a água podem participar da dispersão de diásporos, bem como fatores bióticos (animais), principalmente vertebrados e formigas (GORB; GORB; PUNTTILA, 2000). De modo geral, a dispersão de diásporos pode ocorrer de variadas maneiras, no entanto, segundo Van der Pijl (1982), as principais estratégias evidenciadas são a zoocoria, a autocoria e a anemocoria. A zoocoria ocorre quando a dispersão é realizada por intermédio de animais; nesse caso, os diásporos, em geral, apresentam polpa carnosa, semente com arilo e pigmentação atrativa. A autocoria ocorre quando a planta apresenta mecanismos próprios para dispersar seus frutos ou sementes. Nesse caso, em especial, os diásporos podem ser dispersos pela ação da gravidade (barocoria) ou, ainda, apresentar dispersão explosiva. Já, a anemocoria se caracteriza quando o diásporo apresenta estruturas aladas ou outros mecanismos de flutuação que facilitam seu transporte pelo vento (BUDKE et al., 2005; CARVALHO, 2010; MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1992).

Nesse sentido, a estrutura e a dinâmica das comunidades florestais são diretamente influenciadas pela dispersão de diaspóros (CARVALHO, 2010; LOISELLE; BLAKE, 2002; WUNDERLE JUNIOR, 1997). Logo, estudos com enfoque na dispersão em comunidades florestais são essenciais por: (1) possibilitar a compreensão da distribuição espacial dos indivíduos, uma vez que o deslocamento dos diásporos está interligado à estrutura horizontal da comunidade (LOISELLE; BLAKE, 2002); (2) estudar o recrutamento de novos indivíduos na comunidade, já que a dispersão é um evento que antecede a regeneração (SCHUPP; MILLERAN; RUSSO, 2002); (3) proporcionar o entendimento do processo de sucessão florestal na comunidade, uma vez que a dispersão possibilita seu início (MELO, 1997).

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Com base no histórico de perturbação do Domínio Atlântico, bem como no seu atual estado de fragmentação e degradação, pesquisas que permitam em investigar e compreender as mudanças temporais que ocorrem sobre o componente arbóreo dos fragmentos existentes são consideradas essenciais. Tais estudos são determinantes para a visualização de cenários futuros, para subsidiar a recuperação de áreas degradadas, além de possibilitar a elaboração de estratégias conservacionistas.

Nesse sentido, estudos que visem a investigar tais mudanças, sob o ponto de vista ecológico do espectro de dispersão e regeneração de comunidades florestais podem gerar importantes informações sobre a dinâmica do processo sucessional dessas áreas. Tais informações são consideradas essenciais para a conservação de ecossistemas ameaçados como as florestas do Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. F. et al. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 1, p. 1-19, jan./mar. 2014.

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.

BOTREL R. T. et al. Influence of soils and topography on the variations of species composition and structure of the community of trees and shrubs of a tropical semideciduous forest in Ingaí, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, June 2002.

BUDKE, J. C. et al. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, Porto Alegre, v. 60, n. 1, p. 17-24, jan./jun. 2005.

BURYLO, M.; REY, F.; DELCROS, P. Abiotic and biotic factors influencing the earlystages of vegetation colonization in restored marly gullies (Southern Alps,France). **Ecological Engineering**, Oxford, v. 30, n. 3, p. 231-239, July 2007.

CARVALHO, F. A. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas de florestas ombrófilas sub montanas do estado do Rio de Janeiro. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 1017-1023, nov./dez. 2010.

CONDIT, R. et al. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences**, London, v. 354, n. 1391, p. 1739-1748, Nov. 1999.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**, Tempe, v. 65, n. 4, p. 419-439, Nov. 1995.

DORNELAS, M.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. I. Biodivesity and disturbance. In: MAGURRAN, A. E.; MACGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity**: frontiers in measurement and assessment. New York: Oxford University Press, 2010. chap. 5, p. 237-251.

FELFILI, M. J. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, n. 1, p. 67-83, Feb. 1995.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**: províncias florísticas. 3. ed. Fortaleza: Realce Editora e indústria gráfica. 2006. 202 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual 2013**. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2013/05/SOS-WEB.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2015.

GARCIA, P. O. **Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos**. 2012. 144 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

GIBSON, J. P.; GIBSON, T. R. **The green world**: plant ecology. Chelsa: Infobase Publishing. 2006. 189 p.

GIEHL, E. L. H. et al. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 137-145, jan./mar. 2007.

GORB, S. N.; GORB, E. V.; PUNTTILA, P. Effects of redispersal of seeds by ants on the vegetation pattern in a deciduous forest: A case study. **Acta Oecologica**, Paris, v. 21, n. 4/5, p. 293-301, July 2000.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, out./dez. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 92 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências).

LAGOS, A. R.; MULLER, B. L. A. Hotspot brasileiro: Mata Atlântica. **Saúde e Ambiente em Revista**, Duque de Caxias, v. 2, n. 2, p. 35-45, jul./dez. 2007.

LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas trópicas e subtropicais do Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 45, p. 41-46, abr. 1987.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, n. 3, p. 915-924, Nov. 1985.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at la selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 347-358, Nov. 1987.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. In: LEVEY, D. et al. (Ed.). **Frugivory and seed dispersal**: perspectives of biodiversity and conservation. Cambridge: CABI, 2002. chap. 6, p. 397-405.

MARTINS, V. F.; CAZOTTO, L. P. D.; SANTOS, A. M. S. Dispersal spectrum of four forest types along analtitudinal range of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 1-22, jan./mar. 2014.

MELO, V. A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no estado de Minas Gerais**. 1997. 39 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1997.

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição cerrado – Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, p. 845-857, out./dez. 2011.

MEYER, P. B. et al. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semideciduifólia em Lavras, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 2, p. 259-265, Jan. 2015.

MITTERMIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**. Mexixo City: CEMEX, 2004. 391 p.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.). **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas: UNICAMP, 1992. p. 112-140.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Oxford, v. 403, n. 333, p. 853-858, Feb. 2000.

NICHOLSON, D. I. A study of virgin forest near Sandaken, North Borneo. SYMPOSIUM ON ECOLOGICAL RESEARCH IN HUMID TROPICS VEGETATION, 4., 1963, Kuching. **Proceedings...** Paris: UNESCO, 1963, p. 67-87.

NORDEN N. Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. **Colombia Forestal**, Bogotá v. 17, n. 2, p. 247-261, jul./dic. 2014.

NUNES, Y. R. F. **Dinâmica da comunidade arbórea e da sua regeneração em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, Minas Gerais**. 2005. 106 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

OLDEMAN, R. A. A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. (Ed.). **Tropical rain forest**: ecology and management. Oxford: Blackwell, 1983. p. 131-150.

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.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p.793-810, Dec. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragmente of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 6, p. 45-66, June 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 159-174, dez. 1994.

PINTO, J. R. R. **Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. 2002. 100 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

PUTZ, F. E.; MILTON, K. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E. G.; RAND; A. S.; WINDSOR, D. M. (Ed.). **The ecology of a tropical forest**: seasonal rhythms and long-term changes. Washington: Smithsonian Institution Press, 1982. p. 95-100.

RATIARISON, S. **Frugivorie dans la canopée de la forêt guyanaise**: conséquences pour la pluie de graines. 2003. 192 p. Thèse (Doctorat Écologie) - Université Paris 6, Paris, 2003

RIBEIRO, M. C. et al. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, June 2009.

RODRIGUES, L. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.17, n.1, p.71-87, jan./mar. 2003.

SANTOS, M. C. N. **Padrões espaço-temporais do estrato arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila densa na serra da Mantiqueira, Minas Gerais**. 2013. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

SCHUPP, E. W.; MILLERON, T.; RUSSO, S. C. Dissemination, limitation and the origin and maintenance of species-rich Tropical Forests. In: LEVEY, D. et al. (Ed.). **Frugivory and seed dispersal**: perspectives of biodiversity and conservation. Cambridge: CABI, 2002. chap. 2, p. 19-33.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo-2013**: dados de 2007 a 2012. Brasília: SFB, 2013. 188 p.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. R. F. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, n. 2, p. 331-333, Apr. 1995.

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

SHEIL, D. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, n. 1, p. 929-944, Feb. 2004.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 1, p. 765-800, Jan. 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 91-100, Feb. 1996.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 634 p.

WILLIAMS, K. J. et al. Forests of east Australia: the 35th biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. **Biodiversity hotspots**: distribution and protection of conservation priority areas. Berlin: Springer Heidelberg, 2011. chap. 16, p. 295-310.

WUNDERLE JUNIOR, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 223-235, Dec. 1997.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO

Mudanças temporais associadas ao espectro de dispersão e a guildas de regeneração em uma comunidade arbórea de Mata Atlântica

(Elaborado com base nas normas da revista *Acta Botanica Brasilica*)

Eder Marcos da Silva[1]
Rubens Manoel dos Santos[2]

Autor para correspondência: Eder Marcos da Silva e-mail: edermar.florestal@hotmail.com

[1] Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, 37200-000 Lavras, MG.

[2] Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, 37200-000 Lavras, MG.

MUDANÇAS TEMPORAIS ASSOCIADAS AO ESPECTRO DE DISPERSÃO E A GUILDAS DE REGENERAÇÃO EM UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE MATA ATLÂNTICA

RESUMO – (Mudanças temporais associadas ao espectro de dispersão e a guildas de regeneração em uma comunidade arbórea de Mata Atlântica). O objetivo deste estudo foi analisar as mudanças estruturais ocorridas em uma comunidade arbórea de floresta estacional semidecidual localizada na Fazenda Lagoa, município de Coqueiral, MG, durante dois intervalos de monitoramento: 2003-2008 (T1) e 2008-2013 (T2); e detectar padrões associados a grupos ecológicos de sucessão, assim como para o espectro de dispersão da comunidade. A amostragem foi de 1 ha referente a 25 parcelas permanentes de 20×20 m alocadas, previamente em 2003, ao longo de cinco transeções, em que os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 15,7 cm foram etiquetados e mensurados. Em 2008 e 2013, ocorreu o monitoramento da área, onde os indivíduos sobreviventes foram mensurados, os mortos contabilizados e os recrutas incorporados. As mudanças estruturais foram analisadas por meio da obtenção de taxas de dinâmica relativas à abundância e área basal dos indivíduos para a comunidade como um todo, bem como para grupos de guildas de regeneração e espectro de dispersão. A comunidade apresentou instabilidade durante o período de monitoramento, caracterizada pelo predomínio de alta mortalidade nos dois intervalos e ganho área basal em T1 e perda em T2, possivelmente em função da presença de bambus na área. Com base no padrão das taxas apresentadas pelas espécies pioneiras, foi possível constatar uma maior capacidade de estabelecimento, quando comparada às espécies não pioneiras. Com relação ao espectro de dispersão, ocorreu a ausência de um padrão para a dinâmica da área basal dos grupos, tendo em vista que as características ecológicas ligadas à dispersão estão associadas apenas ao sucesso de chegada dos grupos na área, e não em seu estabelecimento. As espécies anemocóricas não apresentaram um padrão de dinâmica claro, no entanto, um padrão claro demonstra uma redução no recrutamento de espécies zoocóricas. Torna-se necessário o desenvolvimento de novos estudos para subsidiar a compreensão de alguns padrões encontrados, como, por exemplo, a alta mortalidade de espécies autocóricas ao longo do período de monitoramento.

Palavras-chave: Bambu, Resiliência, Silvigênese, Interações Bióticas.

ABSTRACT - (Temporal changes associated with dispersal spectrum and regeneration guilds in an arboreal community of rainforest). The aim of this study was to analyze the structural changes in a tree community of semideciduous forest, located on Fazenda Lagoa, city of Coqueiral, Minas Gerais, for two monitoring intervals: 2003-2008 (T1) and 2008-2013 (T2); and detect patterns associated with ecological groups of succession, as well as for the community dispersal spectrum. Sampling had 1 ha based on 25 permanent plots of 20 × 20 m allocated previously in 2003, over five transects, in which the living individual trees with circumference at breast height (CBH) greater than or equal to 15.70 cm were tagged and measured. In 2008 and 2013 the area was monitored, where survivor individuals were measured, the dead were recorded and recruiters were incorporate. The structural changes were analyzed by obtaining dynamic rates on the abundance and basal area of individuals to the community as a whole as well as for groups of regeneration guilds and dispersal spectrum. The community presented instability during the monitoring period, characterized by high mortality predominance in both intervals, basal area gain in T1 and basal area loss in T2, possibly due to the presence of bamboo in the area. Based on the pattern of rates made by pioneer species, it is possible to see an increased ability to establish of them compared to non-pioneer species. Regarding the dispersal spectrum, there was a lack of a pattern for the dynamics of the basal area of the groups, considering that the ecological traits of dispersion are associated only with the successful arrival of the groups in the area, and not in their establishment. Anemochoric dynamic did not show a clear pattern, however, a clear pattern demonstrates a reduction in the recruitment of zoochoric species. It is necessary to develop new studies to support the understanding of some patterns found, for example, high mortality autochorous species throughout the monitoring period.

Keywords: Bamboo, Resilience, Silvigenesy, Biotic Interactions.

1 INTRODUÇÃO

Historicamente, a Mata Atlântica sofreu com sucessivos ciclos econômicos de exploração, bem como a contínua expansão da população humana, o que comprometeu seriamente a integridade ecológica dos seus ecossistemas (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Lagos & Muller 2007). Dentre as fisionomias que constituem o Domínio Atlântico, as Florestas Estacionais Semideciduais (FES) se destacam por ocorrerem sobre solos férteis e relevo favorável à agricultura e pecuária (Oliveira-Filho *et al.* 1994). Tais características fizeram com que esse tipo florestal fosse intensamente explorado e destruído, ao longo dos últimos séculos (Lopes *et al.* 2012). Como resultado, as FES foram convertidas, em sua maioria, em poucos fragmentos florestais (Ribas *et al*. 200). Logo, torna-se necessário analisar a organização e funcionalidade das comunidades vegetais que constituem esses fragmentos (Sá *et al.* 2012), assim como compreender as mudanças temporais que ocorrem sobre as mesmas.

As mudanças que ocorrem de forma contínua nas comunidades florestais podem ser compreendidas por meio de estudos de longa duração (Almeida *et al*. 2014). Tais estudos subsidiam o entendimento dos processos ecológicos que se relacionam a mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos arbóreos das comunidades (Felfili 1995; Silva & Araújo 2009). Além disso, esses estudos têm sido considerados fundamentais para a caracterização e compreensão da diversidade e complexidade das comunidades de plantas (Condit *et al*. 1992; Oliveira *et al*. 2014), além de inferir sobre as tendências de determinado ecossistema (Clark & Clark 1999). De modo geral, as mudanças temporais podem resultar de variações sobre componentes abióticos como intensidade de luz, umidade e atributos edáficos na comunidade (Burylo *et al.* 2007), assim como componentes bióticos, como competição (intra e interespecífica) e, até

mesmo, estratégias de polinização e dispersão de diásporos (Balandier *et al.* 2006).

Dentro de uma comunidade vegetal, a proporção de espécies com diferentes mecanismos de dispersão de diásporos é denominada de espectro de dispersão, o qual pode resultar de distintas pressões seletivas desenvolvidas pelas espécies, ao longo do curso evolutivo (Martins *et al*. 2014). De modo geral, a estrutura e a dinâmica das comunidades florestais são diretamente influenciadas pela dispersão de diásporos (Wunderle-jr., 1997; Loiselle & Blake, 2002; Carvalho, 2010), uma vez que esse evento possibilita o início do processo de regeneração natural que, por sua vez, representa um importante passo para a manutenção das comunidades florestais (Nonden, 2014). Logo, analisar as possíveis variações do espectro de dispersão das comunidades arbóreas ao longo do tempo, assim como o comportamento de diferentes grupos ecológicos sucessionais torna-se fundamental para a compreensão da dinâmica dessas comunidades (Carvalho, 2010).

Muitos trabalhos abordam aspectos vinculados à dinâmica de florestas estacionais semideciduais (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Chagas *et al.* 2001; Guilherme *et al.* 2004; Oliveira-Filho *et al*. 2007; Higuchi *et al*. 2008; Guimarães *et al*. 2008; Peixoto *et al.* 2012; Oliveira *et al.* 2014; Meyer *et al*. 2015). Trabalhos relacionando aspectos estruturais dessas comunidades florestais a características de grupos funcionais, tais como grupos sucessionais e espectro de dispersão são produzidos com relativa frequência (Paula *et al.* 2004; Brito & Carvalho, 2012; Sá *et al.* 2012; Fonseca *et al.* 2013; Corrêa *et al*. 2014). No entanto, ainda são escassos os trabalhos que monitorem o comportamento temporal de tais grupos funcionais em comunidades florestais (Miguel *et al.* 2011).

O objetivo do presente trabalho foi caracterizar alterações estruturais da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional semidecidual,

bem como de grupos ecológicos específicos, ao longo de um período de dez anos de monitoramento. Visando a responder a questões associadas a tais variações ao longo do tempo, assim como colaborar com estudos associados à sucessão florestal, pretende-se, com o presente trabalho, responder às seguintes perguntas: (1) Existem padrões nas alterações estruturais da comunidade arbórea ao longo do tempo? (2) Há padrões nas alterações estruturais temporais de grupos sucessionais específicos (pioneiras e não pioneiras)? (3) Existem padrões para as alterações estruturais do espectro de dispersão (zoocoria, autocoria e anemocoria) da comunidade?

2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em um fragmento florestal situado entre as coordenadas 21º09'19"S - 45º28'17"W e altitude de 810 a 840 m, localizado na Fazenda Lagoa, município de Coqueiral, Minas Gerais (Figura 1). Segundo a classificação de Köppen, o padrão climático para a região é o temperado mesotérmico ou Cwb, com verões brandos e suaves e estiagens no inverno. A temperatura média anual para a região é de 19,3ºC, enquanto a precipitação média anual fica em torno de 1493 mm (Vilela & Ramalho 1979). A área ocupa cerca de 10 hectares e está localizada às margens de uma lagoa natural, cujas águas escoam rumo ao rio Marimbondo que, por sua vez, deságua na represa de Furnas. O fragmento insere-se no domínio da Mata Atlântica, sendo caracterizado fisionomicamente como floresta estacional semidecidual (Veloso *et al*. 1991; Oliveira Filho & Fontes 2000). A floresta é circundada por pastagens a leste e oeste, uma estrada ao norte e uma lagoa natural ao sul. Historicamente, a área passou por coletas seletivas de espécies madeiráveis, há

cerca de 50 anos, no entanto, não se teve a ocorrência de cortes rasos (Rocha *et al*. 2005).

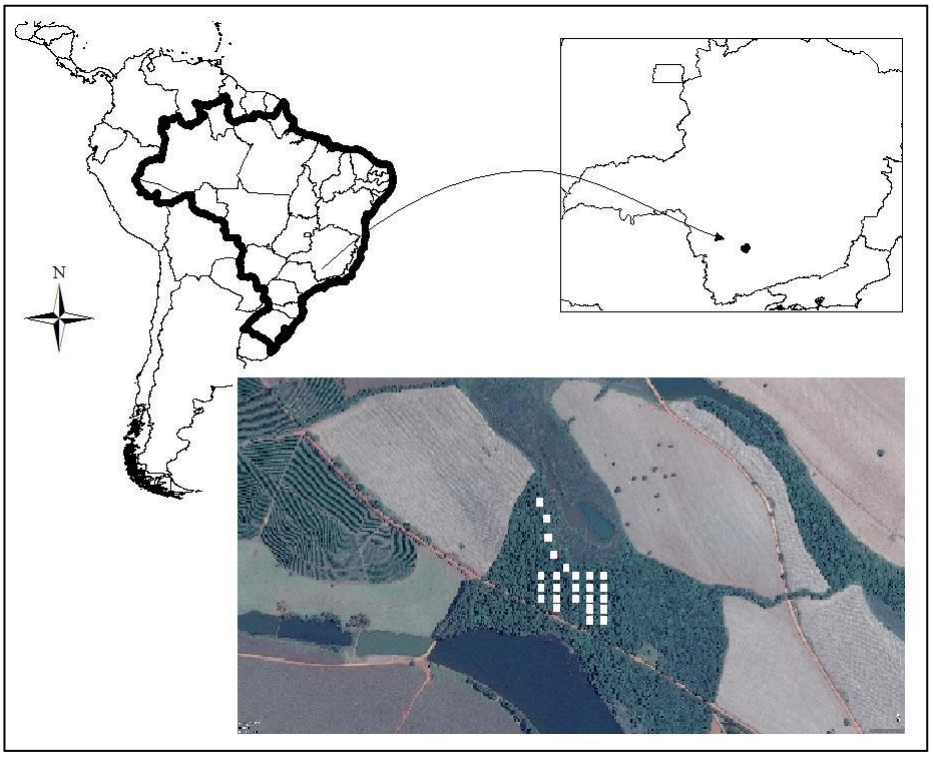

Figura 1 Localização geográfica do município de Coqueiral, MG e do fragmento florestal estudado, com a localização das parcelas permanentes, em escala fictícia.

Procedimento de campo e monitoramento da comunidade arbórea

Em 2003, iniciaram-se os estudos ecológicos da vegetação no fragmento, por meio da caracterização fitossociológica da área (Rocha *et al*. 2005). Foram alocadas 25 parcelas de 20 x 20 m (400 m²), distribuídas de forma sistemática em 5 transeções dispostas da margem do lago até a borda da mata, totalizando 1 hectare de amostragem. A distância entre as parcelas e transecções foi de 20 m.

Todos os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 15,7 cm foram plaqueteados, mensurados e identificados em nível de espécie. A identificação dos indivíduos baseou-se em coletas botânicas, seguidas de herborização e comparação com espécimes no Herbário ESAL, da Universidade Federal de Lavras (UFLA), e, por consultas à literatura e a especialistas, baseando-se no sistema APG 2003.

Nos anos de 2008 e 2013, realizaram-se os inventários de monitoramento das parcelas permanentes, previamente alocadas em 2003. Esses inventários tiveram como objetivo remedir o CAP dos indivíduos sobreviventes, contabilizar os indivíduos mortos e incorporar os indivíduos que atingiram o critério de inclusão, denominados "recrutas".

Logo, foram estabelecidos dois intervalos de tempo para a análise da dinâmica da comunidade arbórea. O primeiro intervalo (T1) compreendeu o período entre 2003 e 2008, com duração de 5 anos, enquanto que, o segundo intervalo (T2) abrangeu o período de 2008 e 2013, também com 5 anos de duração, totalizando, assim, 10 anos de monitoramento da comunidade.

Análise dos dados

A fim de compreender as estratégias ecológicas de diferentes grupos de espécies arbóreas, ao longo do tempo, as espécies da presente comunidade foram classificadas por guildas de regeneração e pelo seu espectro de dispersão. Com relação à regeneração, as espécies foram agrupadas em dois grupos: (1) pioneiras e (2) não- pioneiras (Swaine & Whitmore 1988). Para a classificação do espectro de dispersão, as espécies foram agrupadas em três grupos: (1) zoocóricas, (2) autocóricas e (3) anemocóricas.

Para a classificação das espécies sobre o espectro de dispersão da comunidade, adotou-se a classificação de diásporos proposta por van der Pijl

(1982). Para isso, foram utilizadas informações presentes na literatura sobre a biologia das espécies (Oliveira & Moreira 1992; Lorenzi 1992; Barroso *et al*. 1999; Lorenzi 1998, Nunes *et al.* 2003), acrescidas de informações obtidas em campo.

Visando a caracterizar as mudanças estruturais globais da comunidade, bem como mudanças ocorridas nos grupos de guildas de regeneração e do espectro de dispersão, foram calculadas, por parcela, taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) de árvores individuais e taxas médias de perda (P) e ganho (G) em área basal, por meio das expressões exponenciais:

$M = (1-[(N0-Nm) / N0]1/t)*100$

$R = (1-(1-Nr/Nt)\ 1/t)*\ 100$

$P = (1-((AB0-(ABm+ABd)) / AB0/t)1/t)*100$

$G = (1-(1-(ABr+ABg) / ABt)1/t)*100$

Em que: t é o tempo em anos entre os inventários; N0 e Nt são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; Nm e Nr são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutas; AB0 e ABt são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores; ABm é a área basal das árvores mortas; ABr é a área basal dos recrutas; e ABd e ABg são respectivamente, o decremento e o incremento em área basal das árvores sobreviventes (Sheil et al., 1995; Sheil *et al.* 2000).

Posteriormente, a partir dessas taxas, foram obtidas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (RN) e área basal (RAB) (a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho em área basal) (Korning & Balsev 1994; Oliveira-Filho *et al.* 1997). Além disso, conforme Korning e Balsev (1994) foram calculadas as taxas de mudança líquida para os dois intervalos, tanto para números de indivíduos (Ch_N) como área basal (Ch_{AB}), sendo utilizadas as seguintes equações: $Ch_N = [(N_t/N0)^{1/t} - 1] *100$ e $Ch_{AB} = [(AB_t/AB0)^{1/t} - 1] *100$.

Analisou-se a distribuição holística dos indivíduos da comunidade, em classes diamétricas, assim como a distribuição diamétrica dos grupos de guildas de regeneração e do espectro de dispersão da comunidade. Foram criadas seis classes de diâmetro a partir do critério de inclusão com amplitudes de intervalos de classes crescentes (5 – 10 cm; 10 – 20 cm; 20 – 40 cm; 40 – 80 cm; 80 – 160 cm; >160 cm). As distribuições diamétricas observadas e esperadas foram comparadas, estatisticamente, por meio do teste de Qui-Quadrado de contigência (Zar, 2010) para cada ano, enquanto que o teste G de aderência (Zar, 2010) foi realizado para analisar se houve diferenças nas distribuições diamétricas entre os anos de 2003, 2008 e 2013.

3 RESULTADOS

Ao analisar a dinâmica dos indivíduos arbóreos da comunidade (Tabela 1), foi observada uma redução no número de indivíduos do primeiro para o segundo inventário (2003-2008) e do segundo para o terceiro inventário (2008-2013). Foram registrados 1485 indivíduos em 2003, 1391 em 2008 e 1180 em 2013. Dos indivíduos vivos amostrados em 2003, 227 morreram, resultando em uma taxa de mortalidade média de 3,26%.ano^{-1} no levantamento de 2008. Dos 1391 vivos mensurados em 2008, 280 indivíduos morreram, resultando em uma taxa de mortalidade média anual 4,39%.ano^{-1}. Em 2008, foram registrados 133 novos indivíduos, resultando em uma taxa de recrutamento média anual de 1,98%.ano^{-1} que foi inferior à taxa de mortalidade. No levantamento de 2013 o recrutamento também foi menor que a mortalidade (69 recrutas), com taxa de 1,19 %.ano^{-1}. Tais resultados implicaram em uma mudança líquida negativa no primeiro e segundos intervalos (Tabela 1). Já, a combinação das taxas de mortalidade e recrutamento resultou em taxas de rotatividade de 2,62% em T1 e 2,79% para T2.

Tabela 1 Dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual localizado em Coqueiral, MG, durante dois intervalos de amostragem.

Parâmetros de dinâmica	**T1 Intervalos T2**	
	2003-2008	**2008-2013**
Número de indivíduos		
Número de indivíduos inicial	1485	1391
Número de indivíduos final	1391	1180
Número de mortos	227	280
Número de sobreviventes	1258	1111
Número de recrutas	133	69
Taxa de mortalidade (% ano^{-1})	3,26	4,39
Taxa de recrutamento (% ano^{-1})	1,98	1,19
Mudança líquida (% ano^{-1})	-1,29	-3,23
Rotatividade (% ano^{-1})	2,62	2,79
Área basal		
Área basal inicial (m^2)	36,45	37,42
Área basal final (m^2)	37,42	35,73
Área basal dos mortos (m^2)	2,93	4,71
Área basal dos recrutas (m^2)	0,38	0,31
Área basal dos sobreviventes (m^2)	37,04	35,41
Taxa de perda (% ano^{-1})	2,87	3,74
Taxa de ganho (% ano^{-1})	3,38	2,77
Mudança líquida (% ano^{-1})	0,52	-0,92
Rotatividade (% ano^{-1})	3,12	3,26

A dinâmica da área basal da comunidade apresentou um comportamento distinto do observado para a dinâmica por número de indivíduos (Tabela 1), onde foi observado um aumento de área basal do primeiro para o segundo inventário (2003-2008), seguido de uma redução do segundo para o terceiro inventário (2008-2013). A área basal dos mortos apresentou aumento durante o período analisado, culminando em uma maior taxa de perda durante T2 (3,74%.ano^{-1}). Já, a área basal dos recrutas diminuiu do primeiro (0,38 m²) para o segundo intervalo (0,31 m²), juntamente com a taxa de ganho (3,38; 2,77%.ano^{-1}). A área basal dos sobreviventes apresentou decréscimo do primeiro para o segundo intervalo. A mudança líquida foi positiva para T1 (0,52%.ano^{-1}) e negativa em T2 (-0,92%.ano^{-1}). Enquanto que a rotatividade em área basal apresentou aumento do primeiro (3,12%.ano^{-1}) para o segundo intervalo (3,26%.ano^{-1}) (Tabela 1).

De modo geral, a comunidade apresentou redução em densidade (6,35%) e ganho em área basal (2,66%) no levantamento realizado em 2008. Ao passo que apresentou reduções em densidade (15,16%) e área basal (4,51%) no levantamento realizado em 2013.

Nos três inventários realizados para a comunidade arbórea, houve a concentração dos indivíduos nas menores classes de diâmetro, no entanto, o padrão J-invertido foi evidenciado apenas nos levantamentos realizados nos anos de 2008 e 2013 (Figura 2). A distribuição de frequência por classes diamétricas apresentou diferenças significativas da esperada em 2003 (X^2= 2155,699; $p<0.0001$), 2008 (X^2= 2144,363; $p<0.0001$) e 2013 (X^2= 1567,502; $p<0.0001$). E ainda, houve diferenças significativas na distribuição diamétrica entre os anos de 2003 e 2008 (G=778,218; $p<0.0001$), 2003 e 2013 (G=1300,372; $p<0.0001$) e entre 2008-2013 (G=479,033; $p<0.0001$) (Figura 1). Em ambos os levantamentos, a primeira classe (5-10 cm) apresentou maior número de indivíduos. No entanto, houve uma redução no número de indivíduos para essa

classe, ao longo dos levantamentos, o mesmo comportamento foi observado na terceira (20-40 cm), quarta (40-80 cm) e quinta (80-160) classes diamétricas. Em contrapartida, a última classe (>160) apresentou um aumento de indivíduos ao longo dos inventários, enquanto que a segunda classe (10-20 cm) apresentou um acréscimo de indivíduos, seguido de um decréscimo no último levantamento.

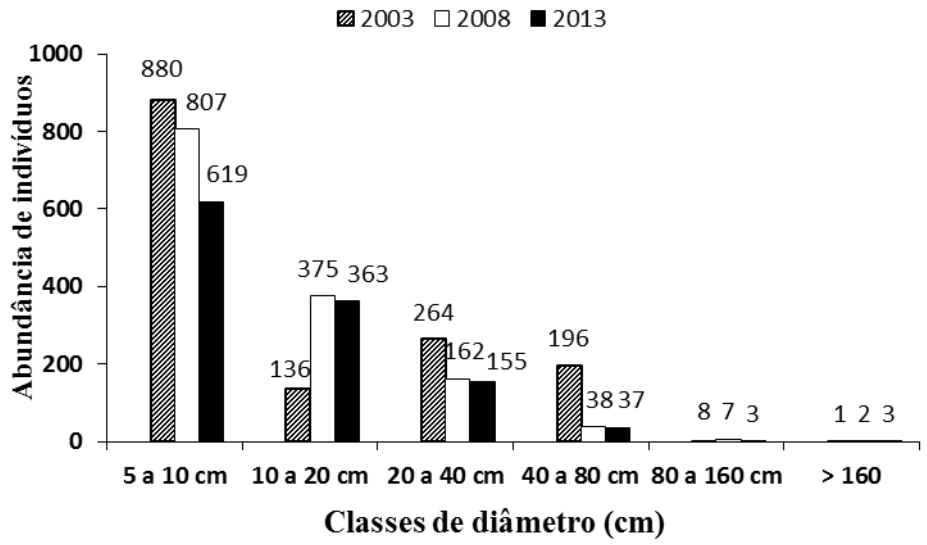

Figura 2 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Coqueiral, MG, em diferentes levantamentos.

Tabela 2 Parâmetros de dinâmica (número de indivíduos) por guildas de regeneração e espectro de dispersão obtidos para a comunidade arbórea de um fragmento florestal localizado no município de Coqueiral, MG.

Parâmetros de dinâmica	Guildas de regeneração				Espectro de dispersão					
	Pioneiras		Não pioneiras		Zoocóricas		Autocóricas		Anemocóricas	
	Intevalos									
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
Número de indivíduos										
N° de indivíduos inicial	263	263	1222	1128	912	877	458	416	115	98
N° de indivíduos final	263	231	1128	949	877	777	416	313	98	90
N° de mortos	18	40	209	240	119	115	90	117	18	8
N° de sobreviventes	245	223	1013	888	793	722	368	299	97	90
N° de recrutas	18	8	115	61	84	55	48	14	1	0
M (% ano^{-1})	1,400	3,240	3,682	4,670	2,758	3,815	4,281	6,391	3,347	1,689
R (% ano $^{-1}$)	1,400	0,700	2,128	1,310	1,994	1,458	2,422	0,911	0,205	0,000
Ch (% ano $^{-1}$)	0,000	-2,560	-1,588	-3,397	-0,780	-2,392	-1,905	-5,531	-3,149	-1,689
Rot (% ano $^{-1}$)	1,400	1,970	2,905	2,990	2,376	2,636	3,352	3,651	1,770	0,844

Onde: T1, primeiro intervalo (2003-2008); T2, segundo intervalo (2008-2013); N°, abundância; Ab, área basal (m²); M, R, taxas de mortalidade e recrutamento; Ch e Rot, taxas de mudança líquida e rotatividade, respectivamente.

Tabela 3 Parâmetros de dinâmica (área basal) por guildas de regeneração e espectro de dispersão obtidos para a comunidade arbórea de um fragmento florestal localizado no município de Coqueiral, MG.

Parâmetros de dinâmica	Guildas de regeneração				Espectro de dispersão					
	Pioneiras		Não- pioneiras		Zoocóricas		Autocóricas		Anemocóricas	
					Intevalos					
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
Área basal										
Ab inicial (m^2)	5,710	5,710	30,734	31,814	27,007	28,173	4,889	4,623	4,557	4,734
Ab final (m^2)	5,710	5,682	31,814	30,048	28,173	27,241	4,623	3,748	4,734	4,741
Ab dos mortos (m^2)	-0,600	-0,875	-2,334	-3,929	-1,879	-3,369	-0,676	-1,201	-0,383	-0,234
Ab dos recrutas (m^2)	0,040	0,067	0,337	0,244	0,246	0,263	0,128	0,048	0,011	0,000
Ab dos sobreviventes (m^2)	5,660	5,615	31,477	29,805	27,927	26,978	4,495	3,700	4,723	4,741
Taxa de perda (% ano $^{-1}$)	2,460	3,440	2,874	3,782	2,824	3,593	3,443	7,340	2,053	1,401
Taxa de ganho (% ano $^{-1}$)	2,450	3,330	3,543	2,677	3,643	2,942	2,358	3,366	2,800	1,430
Ch (% ano $^{-1}$)	-0,007	-0,120	0,694	-1,136	0,849	-0,671	-1,111	-4,112	0,768	0,029
Rot (% ano $^{-1}$)	2,450	3,390	3,208	3,230	3,234	3,268	2,900	5,353	2,426	1,416

Onde: T1, primeiro intervalo (2003-2008); T2, segundo intervalo (2008-2013); N°, abundância; Ab, área basal (m^2); M, R, taxas de mortalidade e recrutamento; Ch e Rot, taxas de mudança líquida e rotatividade, respectivamente.

Com relação à dinâmica do espectro de dispersão da comunidade, as espécies zoocóricas representaram a maior quantidade de indivíduos nos três levantamentos realizados (912, 877 e 777 indivíduos referentes respectivamente aos anos de 2003, 2008 e 2013), seguidos dos indivíduos autocóricos (458, 416 e 313 ind.) e dos anemocóricos (115, 98 e 90 ind.) (Tabela 2). De modo geral, houve uma redução no número de indivíduos ao longo dos intervalos T1 e T2, para os três grupos. O maior número de indivíduos mortos em T1 foram zoocóricos (119 ind.); no entanto, a maior taxa de mortalidade para o intervalo foi dos indivíduos autocóricos (4,28 % ano $^{-1}$). Já em T2 o maior número de indivíduos mortos e a maior taxa de mortalidade foram evidenciados nos indivíduos autocóricos (117 ind.; 6,39 % ano $^{-1}$). O maior número de recrutas em T1 foi de indivíduos zoocóricos (84 ind.), entretanto, a maior taxa de recrutamento para o intervalo foi dos indivíduos autocóricos (2,42 % ano $^{-1}$). Em T2 os indivíduos zoocóricos apresentaram o maior número de recrutas e a maior taxa de recrutamento (55 ind.; 1,45 % ano $^{-1}$), ao passo que o recrutamento de indivíduos anemocóricos para o intervalo foi nulo. A mudança líquida para ambos os grupos foi negativa; no entanto, em T1 os indivíduos zoocóricos apresentaram a menor taxa (-0,70 % ano $^{-1}$), enquanto que os anemocóricos tiveram a maior taxa de mudança (-3,14% ano $^{-1}$) para o intervalo. Já em T2 os indivíduos anemocóricos tiveram a menor taxa de mudança (-1,68% ano $^{-1}$), ao passo que os autocóricos apresentam a maior taxa de mudança. Os indivíduos autocóricos apresentaram as maiores rotatividades (3,35 e 3,65 % ano $^{-1}$), respectivamente T1 e T2, enquanto que os indivíduos anemocóricos apresentaram as menores taxas de rotatividade para os dois intervalos, respectivamente (1,77 e 0,84 % ano $^{-1}$).

Em ambos os levantamentos, a quantidade de espécies não pioneiras (1222, 1128 e 949 indivíduos referentes respectivamente aos anos de 2003, 2008 e 2013) foi superior às pioneiras (263, 263 e 231 ind.) (Tabela 2). O número de indivíduos não pioneiros diminuiu ao longo dos sucessivos inventários, assim como o número de indivíduos pioneiros a partir do segundo inventário. Os indivíduos não pioneiros apresentaram maior número de indivíduos mortos e maiores taxas de mortalidade em T1 (209 ind.; 3,68 % ano^{-1}) e T2 (240 ind.; 4,67 % ano^{-1}). O número de indivíduos não

pioneiros, juntamente com a taxa de recrutamento, foi superior aos valores encontrados para os indivíduos pioneiros em T1 e T2. No entanto, pode ser evidenciada uma redução no número de recrutas ao longo dos dois intervalos para ambas as guildas. A mudança líquida dos indivíduos pioneiros foi nula em T1 e negativa em T2, ao passo que os indivíduos não pioneiros apresentaram mudança líquida negativa em ambos os intervalos. Já a rotatividade dos indivíduos não pioneiros foi superior tanto em T1 (2,90 % ano^{-1}) quanto em T2 (2,99 % ano^{-1}).

A área basal dos indivíduos zoocóricos sofreu um acréscimo do primeiro para o segundo inventário (27,00 e 28,17 m²), seguido de um decréscimo no último levantamento (27,24 m²) (Tabela 3). Já, para os indivíduos autocóricos a área basal sofreu um decréscimo do primeiro para o segundo inventário (4,88 e 4,62 m²), seguido de outro decréscimo no terceiro inventário (3,74 m²). A área basal dos indivíduos anemocóricos apresentou um gradual acréscimo ao longo dos três inventários (4,55; 4,73 e 4,74 m²). A área basal morta dos indivíduos zoocóricos e autocóricos, juntamente com a taxa de perda apresentou um aumento entre T1 e T2, ao passo que os indivíduos anemocóricos apresentaram comportamento inverso. A área basal dos indivíduos zoocóricos e autocóricos sofreu uma redução entre T1 e T2, enquanto a dos anemocóricos sofreu um aumento. A área basal recrutada dos indivíduos zoocóricos sofreu um acréscimo entre T1 e T2, enquanto que para os indivíduos autocóricos e anemocóricos ocorreu um decréscimo entre os intervalos. A taxa de ganho de biomassa dos indivíduos zoocóricos e anemocóricos sofreu um decréscimo entre T1 e T2, enquanto que para os autocóricos sofreu um acréscimo.

A mudança líquida dos indivíduos zoocóricos foi positiva em T1 e negativa em T2, ao passo que os indivíduos autocóricos apresentaram mudança negativa para ambos os intervalos, enquanto que os anemocóricos tiveram mudança positiva para os dois intervalos. Os indivíduos zoocóricos e autocóricos apresentaram um aumento da rotatividade em área basal ao longo dos intervalos, ao passo que os anemocóricos tiveram uma diminuição.

Assim como em número de indivíduos, a área basal dos indivíduos pioneiros (5,71 m²) permaneceu constante nos dois primeiros levantamentos (2003 e 2008), no

entanto, sofreu um decréscimo em 2013 (Tabela 3). Já, a área basal dos indivíduos não pioneiros sofreu um acréscimo do primeiro para o segundo inventário (30,73 e 31,87 m²), seguido de um decréscimo no último levantamento (30,04 m²). Tanto indivíduos pioneiros, como não pioneiros apresentaram uma gradual perda de área basal entre T1 e T2, e, consequentemente, um aumento das taxas de perda ao longo dos intervalos. Os indivíduos sobreviventes de ambos os grupos de guildas apresentaram um decréscimo de área basal entre os intervalos de monitoramento. A área basal dos recrutas de indivíduos pioneiros aumentou entre os intervalos, juntamente com as taxas de ganho. No entanto, os recrutas de indivíduos não pioneiros apresentaram um comportamento distinto, sofrendo uma redução de área basal entre T1 e T2, juntamente com as taxas de ganho. A mudança líquida foi negativa para ambos os grupos nos dois intervalos, exceto para indivíduos não pioneiros em T1. Já, a rotatividade em área basal dos indivíduos não pioneiros foi superior a dos pioneiros em T1, enquanto que em T2 os indivíduos pioneiros apresentaram maior rotatividade.

A distribuição diamétrica dos indivíduos de espécies pioneiras apresentou diferenças significativas da esperada em 2003 (X^2= 266.346; p<0.0001), 2008 (X^2= 295.411; p<0.0001) e 2013 (X^2= 241.805; p<0.0001), assim como os indivíduos de espécies não pioneiras nos respectivos anos de monitoramento (X^2= 1924.376; p<0.0001), (X^2= 1888.468; p<0.0001) e (X^2= 1385.013; p<0.0001). Houve também diferenças significativas na distribuição diamétrica dos indivíduos pioneiros entre os anos de estudo, 2003 e 2008 (G= 159.816; p<0.0001), 2003 e 2013 (G= 273.899; p<0.0001) e entre 2008 e 2013 (G= 77.457; p<0.0001), assim como para o grupo dos não pioneiros entre os respectivos intervalos (G= 618.666; p<0.0001), (G= 1035.323; p<0.0001) e (G= 404.104; p<0.0001). A análise da distribuição diamétrica da comunidade, considerando separadamente seus dois grupos sucessionais (Figura 2), não seguiu o padrão J-invertido, durante os três anos de monitoramento. As espécies pioneiras se concentraram nas quatro primeiras classes diamétricas durante os três levantamentos. No entanto, o padrão J-invertido para esse grupo foi evidenciado apenas no levantamento realizado em 2008. Já, o grupo das não pioneiras apresentou o padrão j-invertido apenas nos levantamentos realizados em 2008 e 2013.

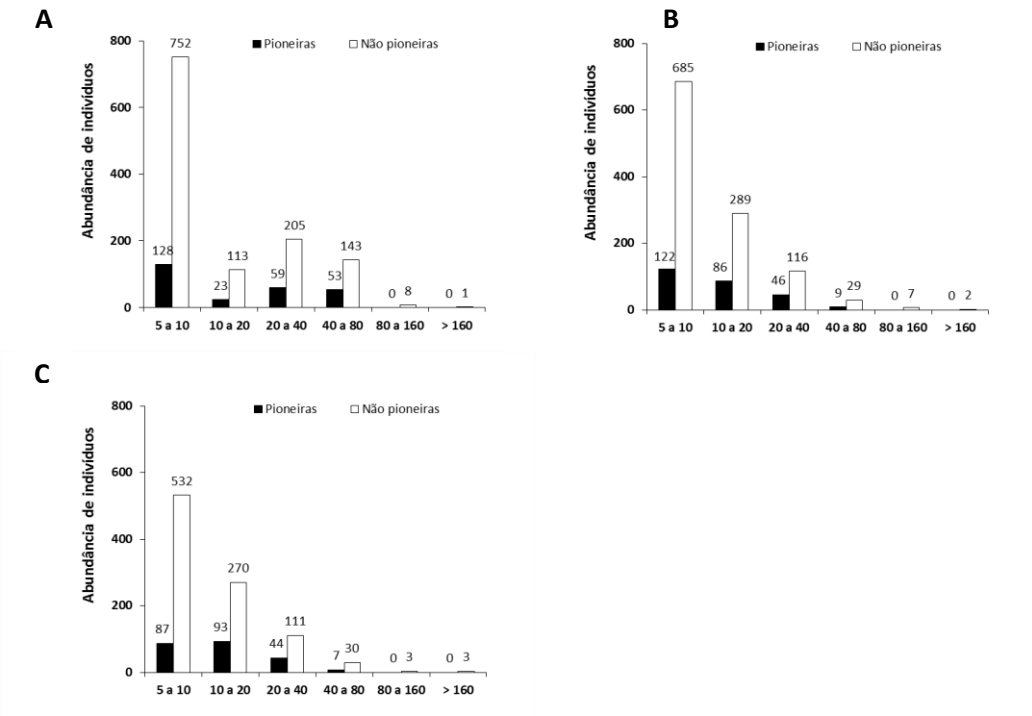

Figura 3 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos por guildas de regeneração em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Coqueiral, MG, em diferentes levantamentos (A. 2003; B. 2008; C. 2013).

A distribuição diamétrica dos indivíduos zoocóricos apresentou diferenças significativas da esperada nos levantamentos de 2003 (X^2= 989.461; p<0.0001), 2008 (X^2= 1118.797; p<0.0001) e 2013 (X^2= 900.058; p<0.0001). Assim como a distribuição dos indivíduos autocóricos 2003 (X^2= 1334.48; p<0.0001), 2008 (X^2= 1228.837; p<0.0001) e 2013 (X^2= 842.048; p<0.0001) e os indivíduos anemocóricos (X^2= 84.148; p<0.0001), (X^2= 74.041; p<0.0001) e (X^2= 64.267; p<0.0001), nos respectivos anos de monitoramento. Além disso, houve diferenças significativas na distribuição diamétrica dos indivíduos zoocóricos entre 2003 e 2008 (G= 572.611; p<0.0001), 2003 e 2013 (G= 820.942; p<0.0001) e entre 2008 e 2013 (G= 230.928; p<0.0001). A distribuição dos indivíduos autocóricos também diferiu estatisticamente

entre 2003 e 2008 (G= 132.972; p<0.0001), 2003 e 2013 (G= 321.509; p<0.0001) e 2008 e 2013 (G= 239.62; p<0.0001), assim como a distribuição dos indivíduos anemocóricos também diferiu (G= 102.662; p<0.0001), (G= 107.901; p<0.0001) e (G= 17.433; p<0.0001), entre os respectivos intervalos em análise. Já, a análise da distribuição diamétrica da comunidade, considerando, separadamente, seus grupos do espectro de dispersão (Figura 3), também não seguiu o padrão J-invertido para os três anos. O padrão J-invertido foi evidenciado nos três grupos apenas nos anos de 2008 e 2013.

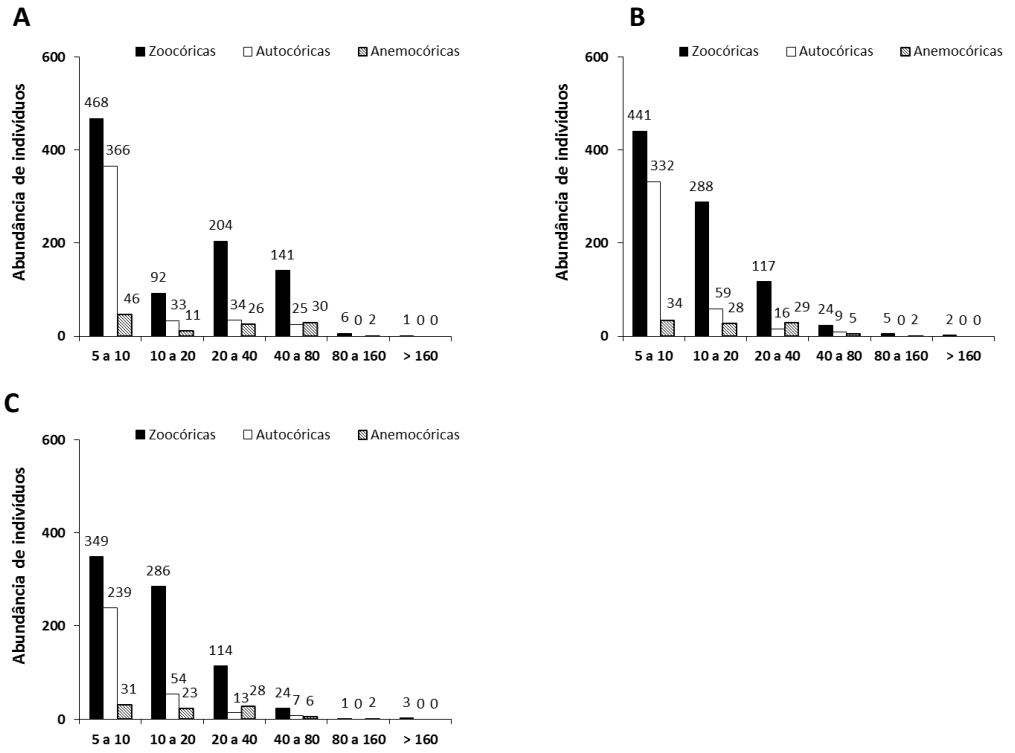

Figura 4 Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos do espectro de dispersão de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Coqueiral, MG, em diferentes levantamentos (A. 2003; B. 2008; C. 2013).

4 DISCUSSÃO

A comunidade apresentou em ambos os intervalos de monitoramento taxas de mortalidade maiores que as taxas de recrutamento, além de uma taxa de perda em área basal superior ao ganho durante o último intervalo, o que resultou em uma diminuição líquida da densidade e área basal. Muitas florestas tropicais não perturbadas passam por períodos de flutuações cíclicas ou ciclos rítmicos naturais (Felfili *et al.* 1995; Oliveira-Filho *et al.* 2007). Tais ciclos são caracterizados por períodos de instabilidade em que a mortalidade é superior ao recrutamento de indivíduos, entretanto, posteriormente, essas florestas tendem a se balancear, por meio do favorecimento do recrutamento (Felfili, 1995; Felfili, 1997; Sheil *et al*. 2000; Oliveira-Filho & Machado, 2010).

No entanto, apesar de atualmente não ocorrer perturbações de natureza antrópica, foi observado, na comunidade em questão, a presença de clareiras de diferentes tamanhos contendo populações de bambus florestais. Segundo Oliveira-Filho *et al.* (1994), a presença de populações de bambus em comunidades florestais é considerada um distúrbio natural, sendo que uma vez estabelecidos, essas populações são capazes de restringir a regeneração de espécies arbóreas e, consequentemente, capazes de promover aumentos nas taxas de mortalidade e diminuição nas taxas de recrutamento, o que acaba por gerar períodos de instabilidade nos hábitats (Guilherme *et al.* 2004). Outros trabalhos também evidenciam a capacidade de populações de bambus em alterar a estrutura florestal, diminuindo a densidade e área basal de comunidades ao longo do tempo (Budke *et al.* 2010; Medeiros *et al.* 2013). Além disso, os elevados valores das taxas de mortalidade nos dois intervalos apontam presença de distúrbio na área, tendo em vista que taxas de mortalidade próximas de 3,5 ano^{-1} são comuns em ambientes que sofrem com distúrbios (Felfili, 1995).

Nesse sentido, o aumento das taxas de rotatividade por número de indivíduos e área basal ao longo do tempo, pode ter sofrido influência do aumento na intensidade do distúrbio natural presente na comunidade, tendo em vista que intensos regimes de

distúrbios proporcionam altas taxas de rotatividade em comunidades florestais (Guilherme *et al*. 2004). De fato, populações de bambus florestais podem interferir no estabelecimento de indivíduos arbóreos e, consequentemente, afetar a rotatividade da comunidade, visto que possuem rápido crescimento e, após sua morte sincronizada, geram clareiras de distintas dimensões capazes de promover eventuais mudanças na composição florística e estrutura da comunidade em um período de tempo relativamente curto (Filgueiras, 1988; Guilherme *et al.* 2004).

Tendo por base os padrões silvigenéticos sugeridos por Oldeman (1983), em termos de Silvigênese, ou seja, com base nas tendências de mudanças estruturais (biomassa e demografia) que a floresta passa após um evento de distúrbio, a comunidade apresentou fases distintas durante o período de monitoramento. No primeiro intervalo, a diminuição da densidade e o aumento da área basal sugere que a comunidade se encontrava em uma fase de construção tardia (*late building*). Enquanto que, no segundo intervalo, sugere-se que a comunidade passe por uma fase de degradação, caracterizada pela ocorrência de um evento de distúrbio moderado a grave, capaz de promover a abertura do dossel da floresta, e, consequentemente, provocar a redução da densidade e área basal. Esse comportamento antagônico apresentado pela comunidade, durante o período de monitoramento, pode refletir um período de instabilidade gerado pela presença de bambus na área (Guilherme *et al*. 2004), em função de ciclos dinâmicos naturais (Oliveira-Filho *et al.* 2007; Machado & Oliveira-Filho, 2010).

De modo geral, a concentração da densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro nos três inventários era esperada, tendo em vista que este é um padrão típico para florestas naturais inequiâneas, onde poucas espécies conseguem emergir e atingir o dossel (Lopes *et al.* 2011; Callegaro *et al*. 2015). Para alguns autores, essa maior concentração de indivíduos está diretamente associada à capacidade autorregenerativa da comunidade florestal (Scariot *et al.* 2005; Lopes *et al.* 2011). No entanto, durante o primeiro inventário, não foi evidenciado o padrão j- invertido na comunidade, mas, sim, apenas uma tendência, em virtude de um déficit de indivíduos na segunda classe diamétrica. Tal comportamento atípico pode estar associado a cortes

seletivos que ocorreram na área há aproximadamente cinquenta anos, que ocasionaram a eliminação de árvores de grande porte responsáveis pela liberação diásporos e promover o recrutamento de indivíduos (Rocha *et al.* 2005). Entretanto, após o fim do período de monitoramento, a estrutura diamétrica da comunidade retomou o padrão j-invertido, evidenciando, assim, a recuperação parcial da estrutura diamétrica da comunidade.

Diferentemente das guildas de regeneração em que características ecológicas intrínsecas podem favorecer o estabelecimento de determinado grupo na área, gerando um padrão de acréscimo de biomassa para espécies pioneiras, por exemplo, as características ecológicas ligadas à dispersão das espécies estão associadas apenas ao sucesso de chegada dos grupos na área, o estabelecimento dos mesmos, independe de tais características ecológicas (Levine & Muriel, 2003). Tal fato explica a ausência de um padrão na dinâmica da área basal dos grupos constituintes do espectro de dispersão ao longo do tempo.

Apesar da diminuição no número de indivíduos, a maior proporção de espécies zoocóricas como principal constituinte do espectro de dispersão da comunidade foi mantida ao longo do tempo. Tal fato confirma a importância dos agentes bióticos no fluxo gênico em formações florestais tropicais (Budke *et al.* 2005), assemelhando-se aos resultados de outros autores tanto para florestas estacionais semideciduais (Corrêa *et al.* 2014), como para outras fisionomias do Domínio Atlântico (Carvalho, 2010; Martins *et al.* 2014).

Rocha *et al.* (2005) afirmam, por meio de relatos dos proprietários e antigos conhecedores da área, que a mesma é utilizada para a caça de animais silvestres com relativa frequência. Logo, a redução no recrutamento de espécies zoocóricas, ao longo do tempo, pode estar associada à diminuição no número de animais na área, e ao consequente processo de defaunação (Jordano *et al.* 2006). Além disso, é sabido que modificações nas condições do hábitat afetam, negativamente, a fauna em sua diversidade, uma vez que proporcionam alterações em atributos chave como abrigo e alimento, essenciais para a visitação de animais na área (Chazdon, 2012). Diminuições exponenciais na densidade de animais podem afetar a dinâmica de populações

arbóreas, comprometendo, assim, o processo de regeneração natural, implicando em uma redução no recrutamento de espécies zoocóricas (Liebsch & Acra, 2007).

Mesmo com a redução no número de indivíduos pioneiros, ao longo do período de monitoramento, ocorreu um aumento gradativo no percentual de espécies pioneiras com relação às não-pioneiras presentes na comunidade. O maior percentual de espécies pioneiras, registrado no último inventário, fica próximo da proporção encontrada por Gandolfi *et al.* (1995) em uma floresta semidecidual com histórico de perturbações naturais e presença de clareiras com distintas dimensões. O aumento da proporção desse grupo de espécies pode estar associado ao grau de perturbação natural da área, uma vez que altas proporções de espécies pioneiras indicam áreas perturbadas em florestas tropicais (Hartshorn 1980; Gandolfi *et al.* 1995; Callegaro *et al.* 2015).

Além disso, com base nas menores taxas de recrutamento e mortalidade apresentadas pelas espécies pioneiras, e a maior rotatividade das espécies não pioneiras, pode-se inferir que, possivelmente, em função da má qualidade do hábitat, os indivíduos não pioneiros apresentam dificuldade para se estabelecer na comunidade (Ricklefs, 2010). Espécies pioneiras possuem características intrínsecas que conferem maior plasticidade a mudanças ambientais diversas (Ricklefs, 2010; Callegaro *et al.* 2015). Dentre as características responsáveis por promover tal plasticidade, destaca-se o aumento da taxa fotossintética, condicionada, principalmente, por modificações morfisiológicas nas folhas dessas espécies (Whitmore, 1990; Maciel *et al.* 2003). Ao comparar a anatomia foliar de espécies pioneiras e não pioneiras, Fermino Júnior *et al.* (2004) constataram que as pioneiras apresentam modificações qualitativas e quantitativas que favorecem seu sucesso de colonização e estabelecimento. Além do mais, o aumento da biomassa, e, consequentemente, a maior taxa de ganho das espécies pioneiras em T2, quando comparadas ao grupo das não pioneiras no mesmo intervalo, corrobora com a tese de que esse grupo de plantas, em função de sua maior plasticidade em ambientes perturbados, está apresentando maior sucesso em seu estabelecimento na área.

As espécies pioneiras ocuparam apenas as primeiras classes de diâmetro em ambos os levantamentos. Resultado semelhante foi encontrado por Paula *et al.* (2004) e

Lopes *et al.* (2011) ao realizarem a caracterização ecológica sucessional em fragmentos de florestas estacionais semideciduais. Tal comportamento ocorre em função da maioria das espécies pioneiras possuírem crescimento rápido e ciclo de vida curto, quando comparadas às espécies não- pioneiras que são evidenciadas nas últimas classes de diâmetro (Maciel *et al.* 2003).

Em conclusão, a presente comunidade arbórea apresentou instabilidade durante o período de monitoramento, caracterizada pela manutenção de altas taxas de mortalidade e ganho de área basal no primeiro intervalo, seguido de mortalidade, porém com perda de área basal no segundo intervalo, possivelmente em função da presença de bambus na área. Esse distúrbio de ordem biológica pode ser responsável por aumentar as taxas de mortalidade, bem como diminuir as taxas de recrutamento ao longo do tempo. Com base no padrão das taxas apresentadas pelas espécies pioneiras, em resposta às condições adversas do hábitat, foi possível constatar uma maior resiliência desse grupo, quando comparado às espécies não pioneiras. Com relação ao espectro de dispersão ocorreu a ausência de um padrão para a dinâmica da área basal dos grupos, tendo em vista que as características ecológicas ligadas à dispersão estão associadas apenas ao sucesso de chegada dos grupos na área, e não em seu estabelecimento. As espécies anemocóricas não apresentaram um padrão claro de dinâmica por número de indivíduos, no entanto, foi evidenciado um padrão claro de redução no recrutamento de espécies zoocóricas na comunidade ao longo do tempo. A continuidade dos estudos permitirão resultados que podem elucidar alguns padrões encontrados no trabalho como, por exemplo, a alta mortalidade de espécies autocóricas ao longo do período de monitoramento.

AGRADECIMENTO

À Capes, pela concessão de bolsa de estudos ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

Almeida, R. F.; Fagg, C.W.; Oliveira, M.C.; Munhoz, C.B.R.; Lima, A.S. & Oliveira, L.S.B. 2014. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. **Rodriguésia 65:** 1-19.

Balandier, P.; Collet, C.; Miller, J.H.; Reynolds, P.E. & Zedaker, S.M. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. **Forestry 79:** 3-27.

Barroso, G.M.; Morim, M.P.; Peixoto, A.L. & Ichaso, C.L.F. 1999. **Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Viçosa, Editora da Universidade Federal de Viçosa.

Budke, J. C.; Athayde, E. A.; Giehl, E. L. H.; Záchia, R. A. & Eisinger, S. M. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia 60:** 17-24.

Budke, J.C.; Alberti, M.S.; Zanardi, C.; Barrato, C. & Zanin, E.M. 2010. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management 260:** 1345-1349.

Burylo, M.; Rey, F. & Delcros, P. 2007. Abiotic and biotic factors influencing the earlystages of vegetation colonization in restored marly gullies (Southern Alps,France). **Ecological Engineering 30:** 231-239.

Callegaro, R. M.; Longhi, S. J.; Andrzejewski, C. & Araujo, M. M. 2015. Regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes comunidades de um remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciência Rural 45:** 1795-1801.

Carvalho, F. A. 2010. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas de florestas ombrófilas submontanas do estado do Rio de Janeiro. **Revista Árvore 34:** 1017-1023.

Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; Van Den Berg, E. & Scolforo, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore 25:** 39-57.

Chazdon, R. L. 2012. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais 7:** 195-218.

Clark, D.A. & Clark, D.B. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modeling and management. **Ecological Applications, Washington 9:** 981-997.

Condit, R.; Hubbell, S. P. & Foster, R. B. 1992. Short-term Dynamics of a Neotropical Forest: Change whi. **BioScience 42:** 822-828.

Corrêa, L.S.; Cardoso-Leite, E.; Castello, A.C.D.; Coelho, S.; Kortz, A.R.; Villela, F.N.J. & Koch, I. 2014. Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Árvore 38:** 799-809.

Felfili, M. J. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology 11:** 67-83.

Felfili, J. M. 1997. Diversity of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management 91:** 235-245.

Filgueiras T.S. 1988. A floração dos bambus e seu impacto ecológico. **Eugeniana 15:** 1–8.

Fonseca, S.N.; Ribeiro, J.H.C. & Carvalho, F.A. 2013. Estrutura e diversidade da regeneração arbórea em uma floresta secundária urbana (Juiz de Fora, MG, Brasil. **Floresta e Ambiente 3:** 307-315.

Fermino-Jr., P.C.P.; Paulilo, M.T.S.; Reis, A. & Santos, M. 2004. Espécies pioneiras e climácicas da floresta ombrófila densa: anatomia foliar comparada. **Insula 33:** 21-37.

Gandolfi, S.; Leitão Filho, H. D. F. & Bezerra, C. L. F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista brasileira de biologia 55:** 753-767.

Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology 174:** 19-36.

Guimarães, J.C.C., Van Den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 31:** 621-632.

Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical Forest Dynamics. **Biotropica l2:** 23-30.

Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.C.; Machado, E.L.M.; Santos, R.M. & Pifano, D.S. 2008. 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.

Jordano, P.; M. Galetti, M.A.P. & Silva, W.R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. Pp. 411-436. In: Duarte, C.F.; Bergallo, H.G. & Santos, M.A. (eds.). **Biologia da conservação: essências.** Editorial Rima, São Paulo, Brasil.

Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science 4:** 77-86.

Lagos, A. R. & Muller, B. L. A. 2007. Hotspot brasileiro: Mata Atlântica. **Saúde e Ambiente em Revista 2:** 35-45.

Levine, J.M. & Muriel, D.J. 2003. The Community-Level Consequences of Seed Dispersal Patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34:** 549-574.

Liebsch, D. & Acra, L. A. 2007. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do Sul, PR. **Revista Acadêmica 1:** 167-175.

Loiselle, B. A. & Blake, J. G. 2002. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. Pp. 397-405. In: Levey, D., Silva, W. & Galetti, M. (eds.). **Frugivory and seed dispersal: Perspectives of biodiversity and conservation.** Cambridge: CAB International.

Lopes, S.F.; Schiavini, I.; Oliveira, A.P. & Vale, V.S. 2012. An ecological comparison of floristic composition in seasonal semideciduous forest in southeast Brazil:

implications for conservation. **International Journal of Forestry Research 2012:** 1-14.

Lopes, S.F.; Schiavini, I.; Prado Júnior, J. A.; Gusson, A. E.; Neto, A. R. S.; Vale, V. S. & Neto, O. C. D. 2011. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual na fazenda experimental do Glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal 27:** 322-335.

Lorenzi, H. 1992. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.** Vol. 1, Ed. Plantarum, Nova Odessa.

Lorenzi, H. 1998. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.** Vol. 2, Ed. Plantarum, Nova Odessa.

Maciel, M. D. N. M.; Watzlawick, L. F.; Schoeninger, E. R. & Yamaji, F. M. 2003. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais 1:** 69-78.

Machado, E. L. M. & Oliveira-filho. A. T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica 24:** 250-261.

Martins, V.F.; Cazotto, L.P.D. & Santos, A.M.S. 2014. Dispersal spectrum of four forest types along analtitudinal range of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biota Neotropica 14:** 1–22.

Medeiros, H.; Castro, W.; Salimon, C.I.; Brasil da Silva, I. & Silveira, M. 2013. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica 13:** 29-34.

Meyer, P. B.; Oliveira-Filho, A.T.; Botezelli, L.; Fontes, M.A.L.; Garcia, P.O. & Santos, R.M. 2015. Dinâmica estrutural em um fragmento de Floresta Estacional Semideciduifólia em Lavras, MG, Brasil. **Cerne 21:** 259-265.

Miguel, A., Marimon, B.S., Oliveira, E.A., Maracahipes, L. & Marimon-Junior, B.H. Woody community dynamics of a gallery forest in the transition Cerrado-Amazon Forest in Eastern Mato Grosso, over a seven year period (1999 to 2006). **Biota Neotropica 11:** 53-62.

Nascimento, H.E.M. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de ecounidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Scientia Forestalis 55:** 29-47.

Norden N. 2014. Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. **Colombia Forestal 17:** 247-261.

Nunes, Y.R.F.; Mendonça, A.V.R.; Botezelli, L.; Machado, E.L.M. & Oliveira Filho, A.T. 2003.Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica 17:** 213-229.

Oldeman, R.A.A. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. Pp. 131-150. In: Sutton, S.L.; Whitmore, T.C.; Chadwick, A.C. (eds.). **Tropical rain forest: ecology and management.** Oxford: Blackwell.

Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio 113:** 99-124.

Oliveira-Filho, A. T.; Mello, J. M. & Scolforo, J. R. S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragmente of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology 131:** 45-66.

Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica 32:** 793–810.

Oliveira, A.P.; Schiavini, I.; Vale, V.S.; Lopes, S.F.; Arantes, C.S.; Gusson, A.E.; Prado, Júnior, J.A. & Dias-Neto, O.C. 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 Brasilica 28:**234–248.

Oliveira, P.E.A.M. & Moreira, A.G. 1992. Anemocoria em espécies de cerrado e mata de galeria de Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica 15:** 163-174.

Oliveira-Filho, A. T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.S.; Luís, F.B.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 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.

Oliveira-Filho, A. T.; Mello, J. M. & Scolforo, J. R. S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragmente

of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology 131:** 45-66.

Oliveira-Filho, A.T., Scolforo, J.R. & Mello, J.M. 1994. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta Semidecídua montana em Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica 17:** 159-174.

Paula, A.; Silva, A. F.; Júnior, P. D. M. Santos, F. A. M. & Souza, A. L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta botanica brasilica 18:** 407-423.

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 Botanica Brasilica 26:** 697-708.

Ribas, R.F.; Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Souza, A.L. 2003. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore 27:** 821-830.

Ricklefs, R.E.A. 2010. **Economia da Natureza**. 6 ed. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan.

Rocha, C. T. V.; Carvalho, D.A.; Fontes, M.A.L.; Oliveira Filho, A.T.; Van Den Berg, E. & Marques, J.J.G.S.M. 2005. Comunidade arbórea de um *continuum* entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 28:** 203-218.

Sá, D.; Lopes, S.F.; Júnior, J.A.P.; Schiavini, I.; Vale, V.S.; Oliveira, A.P.; Dias-Neto, O.C. & Gusson, A.E. 2012. Estrutura e grupos ecológicos de um fragmento de floresta estacional semidecidual no triângulo mineiro, Brasil. **Caminhos de Geografia 13:** 89-101.

Scariot, A. O.; Sousa-Silva, J. C. & Felfili, J. M. 2005. **Cerrado: ecologia biodiversidade e conservação.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente.

Sheil, D.; Burslem, D.R.F.P. & Alder, D. 1995. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **Journal of Ecology 83 :** 331-333.

Sheil, D.; Jennings, S. & Savilll, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology 16:** 765-800.

Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 23:** 49-56.

Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. 1998. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio 75:** 81-86.

Van der pijl, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim, Springer-Verlag.

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro.

Vilela, E.A. & Ramalho, M.A.P. 1979. Análise das temperaturas e precipitações pluviométricas de Lavras-MG. **Ciência e Prática 3:**71-79.

Whitmore, T. C. 1990. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. Pp. 67-89. In: Gomespompa, A.; Whitmore,T. C.; Hadley, M.(eds.). **Rain forest regeneration and management**. Paris, UNESCO and The Part Eenon Publishing Group.

Wunderle Jr., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management 99:** 223-235.

Zar J.H. 2010. **Biostatistycal analysis.** 5th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall. 944 p.