



CARLOS FREDERICO BAUMGRATZ FIGUEIRÔA

**CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL
MONTANA**

LAVRAS – MG

2015

CARLOS FREDERICO BAUMGRATZ FIGUEIRÔA

**CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientadora

Dra. Gislene Carvalho de Castro

Coorientadores

Dr. Glauco Santos França

Dr. Rubens Manoel dos Santos

LAVRAS – MG

2015

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

Figueirôa, Carlos Frederico Baumgratz.

Chuva de Sementes em Fragmentos de Floresta Estacional
Semidecidual Montana / Carlos Frederico Baumgratz Figueirôa. –
Lavras: UFLA, 2015.

56 p.

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

Orientadora: Gislene Carvalho Castro.

Bibliografia.

1. Fragmentação. 2. Grau de Conservação. 3. Métricas de Paisagem.
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CARLOS FREDERICO BAUMGRATZ FIGUEIRÔA

**CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de pós-graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de fevereiro de 2015.

Dr. Glauco Santos França

IF Sudeste MG

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

UFLA

Dra. Gislene Carvalho de Castro

Orientadora

LAVRAS – MG

2015

*A meu avô Antônio (in memoriam), pessoa excepcional que não tive
oportunidade de conhecer sua grandeza, mas está gravado na memória de todos
que o conheceram,*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Gislene, pela excelente orientação profissional, e acima de tudo, pelo surgimento de uma amizade.

À minha mãe, pelo esforço em sempre me apoiar e me colocar para seguir sempre em frente.

À minha namorada, Patrícia, meu braço direito nesta etapa, por participar de todos os momentos deste estudo e da minha vida, não só pela base profissional e pessoal, pela cumplicidade, pelo carinho, mas também por “puxar a orelha” quando necessário, por me suportar nos momentos de ansiedade, e pela excessiva, mas às vezes necessária preocupação.

À Adrielli, meu braço esquerdo, pelo companheirismo, pela dedicação, pelo esforço, pela humildade, e pela paciência nesse ano, e pela convicção que amizade se conquista e não mais se perde pelo tempo nem distância.

Ao meu irmão, Guilherme, pela disponibilidade em diferentes etapas deste estudo, além da convivência e pelo apoio moral.

Ao meu novo irmão, Rafael, pela evidência que há sempre o rejuvenescimento da esperança de um mundo melhor para as futuras gerações.

Ao meu pai, por sempre me presentear com aulas motivacionais ao longo de toda minha trajetória.

Aos meus parceiros, Alex, João, Bruno e Barros, em especial aos companheiros diários Paum e principalmente Marcílio, exemplos vivos que existem irmãos além do sangue, dando suporte em todos os momentos de necessidade, mesmo sob condições ambientais inseguras (os “dragões alados”).

Aos meus afilhados de casamento Rafa e Vitim (que Deus abençoe), que, sem hesitação, demonstraram disponibilidade para viabilizar todo o presente estudo.

À Lilith, pelo acompanhamento não apenas laboratorial, mas em campo, pela amizade porvindoura, e pelos alimentos fornecidos.

À minha sogra, Cleusa, pela assistência sempre que possível em qualquer etapa.

À Juciane e Michel, amigos de Lavras que sempre me socorreram e me pouparam muitas idas e vindas.

À CAPES, pela bolsa concedida no segundo ano de pesquisa.

À UFLA, por meio do programa de Pós-Graduação do departamento de Engenharia Florestal, pelos ensinamentos e oportunidades.

À UFSJ, por todo suporte em laboratório e o empréstimo de equipamentos essenciais para realização deste estudo.

Ao Professor coorientador Rubens, pela disponibilidade e pelo suporte teórico.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais – *Campus* Barbacena, na pessoa do Diretor do *Campus*, Professor Alexandrino, e do coorientador deste estudo, Professor Glauco, que além de fornecer a área de estudo, apresentou grande gentileza ao oferecer todo aporte técnico necessário para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Jorge, tio e professor do Instituto, pelo cuidado especial com a logística inicial do estudo.

A todos os outros professores do Instituto, em especial aos amigos Tayarol, Frederico e Majela, por todo apoio teórico e moral, pelas caronas para Lavras, e por demonstrarem confiança em mim.

À Ana Laura (UFV), Angélica (UFSJ), Juliana (UFSJ), Vânia, ao Feliz, Otávio, à Hayane, Josi, Paloma, Rebeca, Nicole, Rejane e a todos que, direta ou indiretamente, profissional ou pessoalmente, fizeram parte desta etapa da minha vida.

AGRADEÇO

“Deus dá o frio conforme o cobertor”

– *Adoniran Barbosa*

RESUMO

Existe um consenso entre autores que a fragmentação das florestas tropicais está sendo descrita como uma das maiores ameaças à biodiversidade do planeta. Um dos processos ecológicos utilizados em estudos de fragmentação é a chuva de sementes. A chuva de sementes desempenha um papel fundamental na formação de bancos de sementes e de plântulas, constituindo dessa maneira a fase inicial da organização da estrutura de comunidades vegetais, com a promoção da entrada de novos indivíduos na comunidade. Dessa forma, neste estudo teve-se como objetivo avaliar a chuva de sementes de três fragmentos de tamanhos distintos que compõem um mosaico de fragmentos no município de Barbacena, entre as coordenadas 21°13'42'' S e 43°46'01'' W, buscando responder se há existência da relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com abundância de diásporos, riqueza de morfoespécies, síndrome de dispersão e biometria dos frutos. A vegetação presente nos fragmentos é definida como Floresta Estacional Semidecidual Montana. Foram instalados 20 coletores por fragmento, totalizando uma área amostral de 60 m². Foram encontrados 163.148 diásporos nos três fragmentos. Com o teste de Kruskal-Wallis, a diferença de diásporos encontrados em cada fragmento não apresentou significância ($\chi^2 = 3,055$; GL = 2; p = 0,216), assim como a riqueza de morfoespécies e a biometria, podendo inferir que o fragmento P apresenta similaridade ecológica com os outros fragmentos. Constatou-se ainda a maior conectividade e circularidade deste fragmento, de modo que este se apresenta como fragmento mais potencialmente conservado. Concluiu-se que este estudo evidencia a importância da conservação de pequenos fragmentos, pensando em escala de paisagem para um melhor planejamento e manejo de ações conservacionistas.

Palavras-chave: Fragmentação. Grau de conservação. Métricas de paisagem.

ABSTRACT

There is a consensus among authors that the fragmentation of tropical forests is being described as one of the greatest threats to biodiversity. Seed rain performs a key role in the formation of seed banks and seedling, thus constituting the initial phase of organization structure of plant communities, with the promotion of new individuals in the community. Seed rain was presented as an interesting alternative to fragmentation study. Thus, this study aimed to evaluate the seed rain of three different fragments sizes present in a mosaic of fragments located in the city of Barbacena, between the coordinates 21°13'42 " S and 43°46'01 " W, seeking to answer if there is a relationship between fragment size, shape and degree of isolation with plenty of diaspores, species richness, dispersion syndrome and fruit biometry. This vegetation in fragments is defined as Montane semideciduous forest. It was installed 20 collectors per fragment, with a total sample area of 60 m². A total of 163,148 seeds were found in three fragments. With the Kruskal-Wallis test, the diaspores' difference found in each fragment showed no significance ($\chi^2 = 3.055$; DF = 2, p = 0.216), as well as species richness and biometry, it was possible to infer that the small fragment shows ecological similarity with other fragments. It was also found closer proximity and connection in this fragment, so that it appears as the most potentially conserved fragment. In conclusion, this study shows the importance of conservation of small fragments, thinking of landscape scale for better planning and management of conservation actions.

Keywords: Fragmentation. Degree of conservation. Landscape metrics.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	11
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1	Domínio Atlântico	14
2.2	Fragmentação	15
2.3	Dispersão de sementes	20
2.4	Ecologia de paisagem e o sistema de informação geográfica	22
	REFERÊNCIAS	25
	SEGUNDA PARTE	32
	ARTIGO Chuva de Sementes em Floresta Estacional Semidecidual Montana	32
1	INTRODUÇÃO	34
2	MATERIAIS E MÉTODOS	36
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4	CONCLUSÕES	51
	REFERÊNCIAS	52

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação é um processo que pode ter ocorrência natural, advindo também por mudanças ambientais antrópicas que acontecem nos ambientes. Com o acelerado processo de crescimento humano, houve um avanço gradativo deste processo sobre as florestas presentes no ambiente, principalmente com a expansão da malha urbana, o uso indiscriminado dos recursos naturais e a expansão das fronteiras agrícolas e da pecuária extensiva. Entre as principais consequências da fragmentação estão: a perda da diversidade, o aumento expressivo das taxas de extinção das espécies e a degradação dos solos (FAHRIG, 2003).

Dessa forma, as relações ecológicas tornam-se inviabilizadas devido a fatores locais como a diminuição das áreas naturais e o grau de isolamento, ocasionando um impacto negativo sobre o tamanho das populações. As barreiras ocasionadas pela fragmentação tornam-se um obstáculo, diminuindo a facilidade, e em alguns casos acabando com a dispersão dos organismos entre os remanescentes de vegetação. Muitas espécies da fauna, por exemplo, responsáveis pelos processos de dispersão e/ou, polinização, têm sua migração entre fragmentos retardada, afetando diretamente tanto as comunidades vegetais dependentes destes dispersores (METZGER, 2001), como a população da própria fauna.

A Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur e Wilson (1967), afirma que ilhas de grande porte apresentariam o número de espécies normalmente maior do que o suposto em ilhas de pequeno porte, produzindo um padrão conhecido como relação espécie-área. Além disso, a proximidade de ilhas da fonte de colonizadores teria maior número de espécies do que as ilhas

mais distantes. A Teoria pode ser aplicada a fragmentos florestais, levando em consideração a principal diferença entre as ilhas descritas na teoria e os fragmentos florestais, a natureza da matriz circundante. Enquanto a ilha apresenta uma matriz de água salgada predominante, os fragmentos são envolvidos por uma matriz que apresenta diferentes estruturas e dinâmica evidenciada pela inserção antrópica da região, com a presença da agricultura, pastagens e urbanização.

Um processo ecológico que apresenta grande alteração em paisagens fragmentadas antropogênicas é a dispersão de diásporos de plantas (JESUS et al., 2012). Além dos vetores naturais, o tipo e o tamanho dos diásporos, constituem fatores triviais na chegada e no estabelecimento das plantas (PIVELLO et al., 2006). Os autores inferem ainda que as síndromes de dispersão predominantes na comunidade vegetal permitem afirmações sobre a estrutura da vegetação, seu estágio sucessional e seu grau de conservação. Em florestas tropicais úmidas, no geral a maioria das espécies tardias têm como vetor de dispersão animais, enquanto que as iniciais utilizam comumente a dispersão anemocórica (PIVELLO et al., 2006; WEELWRIGHT, 1993).

Além disso, a quantidade e a qualidade dos diásporos na chuva de sementes são afetadas não só pela comunidade da vegetação local, mas também pelo arranjo espacial dos elementos da paisagem (JESUS et al., 2012). A estrutura da paisagem pode ser tão importante quanto à área dos fragmentos na manutenção da diversidade de espécies (METZGER, 2001). Além disso, segundo o mesmo autor, tal estrutura da paisagem afeta uma comunidade de árvores justamente através do controle dos fluxos de sementes.

Neste estudo buscou-se, a partir da chuva de sementes, uma relação de atributos ecológicos com as métricas de paisagem, buscando responder às seguintes perguntas: existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com abundância de diásporos? Existe relação entre o tamanho do

fragmento, formato e grau de isolamento com riqueza de morfoespécies? Existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com a síndrome de dispersão? Existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com a biometria dos frutos?

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Domínio Atlântico

Os termos floresta atlântica ou domínio atlântico são comumente utilizados para designar um domínio vegetacional, que engloba vários tipos de vegetação. O Domínio Atlântico contém a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, que originalmente estendia-se de 4ª a 32°S de forma contínua ao longo da costa brasileira, indo até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina (TABARELLI et al., 2005). O Domínio Atlântico ainda cobre uma ampla gama de zonas climáticas, de tropicais a subtropicais e apresenta elevação a partir do nível do mar até 2.900m (TABARELLI et al., 2005).

Apesar de o Domínio Atlântico ser considerado um dos 34 *hotspots* de biodiversidade reconhecidos mundialmente (GROENEVELD et al., 2009), esta perdeu substancialmente em sua extensão, possuindo apenas 11.73% de sua área total primária (RIBEIRO et al., 2009), amplamente representada por pequenos fragmentos. Entretanto, ainda abriga mais de 60% das espécies terrestres do planeta (LAGOS; MULLER, 2007), sendo cerca de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (TABARELLI et al., 2005), demonstrando dessa maneira que qualquer remanescente florestal, seja grande ou pequeno, tem importância singular para preservação desse domínio fitogeográfico altamente vulnerável (PIROVANI et al., 2014; THOMAZ, 2010).

A devastação do Domínio Atlântico é um reflexo da sua ocupação inicial e da superexploração e da exploração desordenada dos recursos naturais ocorrida principalmente nos séculos XVII e XVIII. Os impactos referentes a diferentes ciclos de exploração, a concentração das maiores cidades do país,

grandes núcleos industriais e também a alta densidade demográfica, fizeram com que a área de vegetação natural fosse reduzida radicalmente (OLIVEIRA, 2011).

A sensibilidade das florestas tropicais para com a fragmentação tem sido estudada com relação aos reflexos da distância, do tamanho do fragmento, dos efeitos de borda e das mudanças bióticas (BEHERA, 2010). O mesmo autor afirma que quando as florestas tropicais são fragmentadas, uma perda imediata da biodiversidade é eminente. Segundo Ranta et al. (1998), os remanescentes florestais presentes no Domínio Atlântico são caracterizados por fragmentos de tamanhos variados, com alta perturbação, geralmente isolados na matriz da paisagem, especialmente em áreas de plantio intensivo e pastagens.

2.2 Fragmentação

A fragmentação persiste em muitas partes dos trópicos. Segundo Melo et al. (2010), a fragmentação das florestas tropicais apresenta um aumento constante, agregado a taxas anuais de desmatamento de cerca de 5,8 milhões de hectares.

Existe um consenso entre autores que a fragmentação das florestas tropicais está sendo descrita como uma das maiores ameaças à biodiversidade do planeta (CRAMER; MESQUITA; WILLIAMSON, 2007; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; KNÖRR; GOTTSBERGER, 2012). O isolamento crescente das populações de plantas causado pela fragmentação antrópica nos ecossistemas constitui um dos principais problemas para a sua conservação (CASTRO; VAN DEN BERG, 2013), reduzindo o número de espécies e alterando a composição da comunidade, resultado da diminuição na área de floresta e de mudanças na forma do fragmento (HILL et al., 2003). A fragmentação florestal também é analisada para mostrar a condição atual ou as tendências futuras na perda de comunidades vegetais em uma área

(ABDULLAH; NAKAGOSHI, 2007). Mudanças de uso da terra têm aumentado substancialmente a proporção de habitats florestais tropicais expostos aos efeitos da fragmentação (especialmente os efeitos de borda e os incêndios recorrentes) promovendo mudanças taxonômicas e funcionais nas árvores (LÔBO et al., 2011; WULDER et al., 2009), ocorrendo até a sobreposição da matriz sobre os fragmentos (BEHERA, 2010). Além do isolamento espacial causado pela fragmentação da floresta na paisagem, o isolamento temporal, causado pela dessincronização da floração dos indivíduos, tem sido proposto como outro fator elementar que afeta a reprodução e estrutura genética de populações vegetais em habitats alterados (FUCHS; LOBO; QUESADA, 2003).

Segundo Behera (2010), pesquisadores ao redor do mundo estão buscando testar diversas hipóteses sobre a fragmentação. Entre elas estão: a riqueza de espécies aumenta com a área; a abundância de espécies ou densidade aumenta com a área; interações interespecíficas são modificadas pela fragmentação; os efeitos de borda influenciam os serviços dos ecossistemas; os corredores aumentam o movimento entre os fragmentos; e a conectividade entre os fragmentos aumenta a riqueza de espécies.

Vários fatores influenciam a dinâmica de fragmentos florestais, entre eles estão o tamanho do fragmento, sua forma, seu grau de isolamento, o tipo de vizinhança existente e seu histórico de perturbações (METZGER, 1999). MacArthur e Wilson (1967) apresentam uma teoria que oferece suporte a esses fatores, sendo utilizada como amparo em pesquisas de fragmentos florestais, uma vez que envolve modelos de descrição e predição da variação da diversidade em função do tamanho da ilha, ou de maneira análoga, do fragmento.

A Teoria apresenta duas relações diretamente proporcionais entre estrutura da paisagem e a riqueza de espécies em ilhas. A relação entre a riqueza de espécies e a área demonstra que quanto maior foi a ilha, maior será a riqueza

de espécies. Já a relação entre a riqueza de espécies e a proximidade de ilhas afirma que quanto mais próximo da fonte de colonizadores, maior número de espécies. A Teoria apresentou grandes avanços ao tema, uma vez que um amplo conjunto de pesquisas sobre ecossistemas insulares foi estimulado a realizar-se (LAURANCE, 2008). Porém, de acordo com o mesmo autor, a Teoria apresenta apenas relevância especificamente à fragmentação, porque alguns fenômenos importantes em paisagens fragmentadas foram desconsiderados.

A analogia de ilhas e fragmentos florestais que apresentam seu entorno tomado por um ambiente essencialmente antrópico, estimulou pesquisadores a aplicar alguns dos princípios da biogeografia de ilhas para explicar a riqueza de espécies em fragmentos florestais (GIMENES; ANJOS, 2003). Portanto, uma das diferenças entre as ilhas descritas na teoria e os fragmentos florestais é a natureza da matriz circundante (LAURANCE, 2008; LÖVEI et al., 2006). Em ilhas, segundo os autores, geralmente a matriz circundante é hostil para os organismos que a compõem. Esta, segundo Gimenes e Anjos (2003) é uma das principais críticas relacionadas aos princípios da teoria da biogeografia de ilhas. Pela Teoria, os diferentes tipos de matrizes (seja agricultura, área urbana, entre outros) são tratados de maneira igual (LAURANCE, 2008). Diferentemente de ilhas, os fragmentos florestais apresentam um efeito de borda mais intenso, uma vez que a matriz que permite ou não a movimentação de animais (GIMENES; ANJOS, 2003) e diásporos. O estudo de Dufлот et al. (2014), os autores afirmaram que a composição e a configuração da heterogeneidade da paisagem têm influência direta na riqueza de espécies em fragmentos florestais. Estes inferem que a heterogeneidade da paisagem funciona como um filtro ecológico, em que as características da vegetação (fenologia, reprodução e dispersão) são o reflexo não somente de dentro de cada tipo de habitat, mas também apresenta influência na escala da paisagem. Laurance (2008) afirma que a Teoria enfatiza análises na escala individual de cada fragmento, mas segundo o autor, o

desenvolvimento de análises comparativas na escala de paisagem seria a melhor maneira de quantificar a importância relativa da perda de habitat e da fragmentação.

Agregado a essa análise, surgiu ao longo dos anos 80 uma discussão diretamente relacionada ao tamanho do fragmento e conservação: seria melhor um único fragmento de grande porte ou vários pequenos para sustentar a maior diversidade? Conhecido pelo acrônimo SLOSS (*Single Large Or Several Small*), essa teoria motivou discussões ao longo dos anos (DIAMOND, 1975; OVASKAINEN, 2002; SOGA et al., 2013; TJØRVE, 2010). Soulé e Simberloff (1986) afirmaram que é irrelevante o delineamento do tamanho do fragmento, uma vez que se deve levar em consideração para conservação a limitação de tamanhos mínimos, processados em três etapas: identificar espécies-chave cujo desaparecimento diminuiria significativamente o valor ou a diversidade de espécies do fragmento; determinar o número mínimo de indivíduos das populações dessas espécies necessário para garantir a alta probabilidade de sobrevivência destas; e usando densidades conhecidas, estimar a área necessária para sustentar este número mínimo de indivíduos.

Arroyo-Rodríguez et al. (2009) e Reis et al. (2003) afirmam que indícios revelam que a conservação de muitas espécies animais e vegetais só é possível dentro de grandes fragmentos por poder suportar populações maiores e apresentar menores intervenções evidenciadas pelos efeitos de borda. Entretanto, estes autores afirmam que nos últimos anos, um número cada vez maior de estudos têm apresentado resultados que mostram que o valor da conservação de pequenos fragmentos não deve ser desprezado, pois pode apresentar um aumento da conectividade da paisagem e sendo capaz de fornecer serviços ecológicos fundamentais e habitat para inúmeras espécies animais (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009). Os mesmos autores apresentaram resultados que demonstram que pequenos fragmentos podem ser usufruídos como trampolins,

para aumentar a conectividade da paisagem e facilitar a movimentação de espécies entre os fragmentos, além de poder dispor de recursos complementares e/ou, suplementares com os quais possam favorecer a sobrevivência de muitas espécies de animais. Os autores inferem ainda que pequenos fragmentos podem prestar outros serviços indispensáveis, como a polinização de culturas por insetos (e.g. abelhas) e dispersão de sementes por primatas e outros animais que habitam a região. Essa conectividade da paisagem apresenta-se como fator importante para a conservação biológica (FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Hill et al. (2003) afirmam que a dedicação para com a conservação deve se concentrar em assimilar exatamente nos efeitos da geometria espacial da floresta na diversidade de espécies. Groeneveld et al. (2009) afirmam que embora esteja bem documentado que a fragmentação tem efeito sobre diferentes processos ecológicos, incluindo mortalidade de árvores, produção de sementes, estabelecimento da flora e seu crescimento e o microclima, não está claro como essas mudanças vão alterar a estrutura dos pequenos fragmentos florestais a longo prazo.

Estudos com chuva de sementes atualmente têm contribuído para sustentar a importância da conectividade e sobre o tamanho dos fragmentos. Jesus et al. (2012) afirmam que a análise da composição da chuva de sementes pode servir potencialmente como indicador dos efeitos da fragmentação em paisagens degradadas, sendo uma importante ferramenta para apoiar práticas de restauração de florestas tropicais. Em seu estudo, concluíram que a estrutura da paisagem afeta diretamente o fluxo de sementes, e conseqüentemente a capacidade de dispersão de plantas. Pivello et al. (2006), em outro estudo com chuva de sementes, demonstraram a importância da estrutura da paisagem, em especial o aspecto ímpar de pequenos fragmentos, afirmando que servem como suporte na restauração florestal e seu funcionamento como corredor ecológico e

stepping stones, propiciam uma fonte de propágulos essencial para construção do sistema natural em áreas com matriz hostil.

2.3 Dispersão de sementes

Segundo Howe e Sallwood (1982) dispersão é a dissociação dos diásporos da planta-mãe. A chuva de sementes é definida como uma fonte de propágulos que chega ao chão através da dispersão, podendo ser do mesmo local ou de áreas afastadas, dependendo da espécie e do tipo de dispersão (WANG; SMITH, 2002). O objetivo é o estabelecimento, o processo durante o qual uma semente germinando se enraíza até seu desenvolvimento como uma muda (HOWE; SALLWOOD, 1982). Em paisagens fragmentadas, remanescentes florestais com grau de conservação mais elevado podem agir como fontes de diásporos, e a estrutura espacial entre os fragmentos é fator determinante na quantidade e qualidade dos propágulos da chuva de sementes (PIVELLO et al., 2006).

Os mesmo autores citados acima afirmam que a estrutura da vegetação, seu estágio sucessional e seu grau de conservação podem ser inferidos a partir das síndromes de dispersão predominantes na comunidade vegetal de um fragmento. Em florestas tropicais úmidas, a maioria das espécies tardias possui dispersão zoocórica, enquanto que as iniciais apresentam comumente dispersão anemocórica (JESUS et al., 2012; PIVELLO et al., 2006; WEELWRIGHT, 1993).

A chuva de sementes é um processo ecológico-chave na dinâmica das populações florestais, desempenhando um papel fundamental na formação de bancos de sementes e de plântulas, que constituem a fase inicial da organização da estrutura das comunidades vegetais, inclusive em áreas degradadas, e promovendo a entrada de novos indivíduos na comunidade (CAMPOS et al.,

2009). Jesus et al. (2012) afirmam que este processo é fortemente alterado em paisagens fragmentadas.

Um dos modos de avaliar a eficácia da dispersão de sementes em florestas tropicais é através da análise da chuva de sementes, por ser a fase preliminar na organização da estrutura da comunidade e sua dinâmica, além de determinar o potencial demográfico das populações porvindouras (JESUS et al., 2012). Dessa maneira, a análise da chuva de sementes tem sido cada vez mais amplamente utilizada para investigar a capacidade de manutenção e capacidade de regeneração das florestas tropicais. Freitas, Dambros e Camargo (2013) e Pivello et al. (2006) buscaram na chuva de sementes respostas para relação entre a quantidade de espécies arbóreas, tardias e zoocóricas e o tamanho do fragmento, seu grau de conectividade na paisagem e a distância da borda. Campos et al. (2009) por sua vez, buscou entender a dinâmica da chuva de sementes, a partir da densidade, da frequência de sementes de cada táxon, das síndromes de dispersão e da variação temporal. Herrera e Garcia (2010) buscaram a influência da fragmentação sobre sementes dispersas por frugívoros. Knörr e Gottsberger (2012) tiveram como objetivo a análise da abundância de sementes, a riqueza de espécies e a síndrome de dispersão em relação ao tamanho dos fragmentos. Jesus et al. (2012) buscaram relacionar o arranjo espacial de uma paisagem fragmentada com alguns atributos da chuva de sementes (forma de vida, modo de dispersão e estágio sucessional). Toscan, Temponi e Fragoso (2012) buscaram verificar a manutenção das espécies em um fragmento florestal, com o intuito de analisar a diversidade, a categoria sucessional e a síndrome de dispersão das sementes contidas na chuva de sementes. Pietro-Souza, Silva e Campos (2014) buscaram avaliar a sazonalidade da chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual.

A diminuição do tamanho do fragmento pode reduzir a disponibilidade de sementes e frutos, levando a mudanças na composição da chuva de sementes

(FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013), que acabam por causar uma alteração na estrutura da comunidade vegetal, diminuindo a diversidade (FAHRIG, 2003) e estão fortemente associados com a perda de habitat. Outros processos associados à fragmentação da floresta, tais como o grau de isolamento dos fragmentos ou o grau de conectividade, também podem afetar os deslocamentos de dispersores e, conseqüentemente, o fluxo de sementes da maioria das espécies zoocóricas (FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013). A dispersão por animais ocorre em muitas espécies de árvores tropicais e dependem de seu sucesso para aprimorar o recrutamento de plântulas e permitir a regeneração da floresta (MELO et al., 2010).

Em florestas tropicais, o estudo de chuva de sementes está relacionado basicamente a fatores como: histórico de perturbação da área, com delimitação dos distúrbios naturais e/ou antropogênicos (abertura de clareiras em função da queda de árvores, pastos e áreas queimadas); idade da floresta em regeneração; distância e composição florística da fonte de propágulos mais próximos e disponibilidade da fauna dispersora capazes de trazer sementes de outras áreas (WANG; SMITH, 2002).

2.4 Ecologia de paisagem e o sistema de informação geográfica

Segundo Metzger (2001), a ecologia de paisagens caracteriza-se por dois nascimentos distintos. O surgimento da ecologia de paisagens, segundo o autor, foi impulsionado por pesquisadores geógrafos, em especial Carl Troll, da Europa Oriental e da Alemanha. O ressurgimento da ecologia de paisagens se deu mais recentemente, na década de 1980, com um aprofundamento no assunto por biogeógrafos e ecólogos americanos que procuravam adaptar a teoria de biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais (METZGER, 2001).

Segundo o autor, este “segundo nascimento” da ecologia de paisagens teve influência de ecologia de ecossistemas, e pela modelagem e análise espacial. O surgimento das imagens de satélite (nos anos 1970-80) e das facilidades de tratamento de imagens e de análises geoestatísticas beneficiou seu desenvolvimento e sua expansão (METZGER, 2001; TURNER, 2005).

A ecologia da Paisagem já foi definida de várias maneiras (BOUTIN; HEBERT, 2002; KIRCHHOFF; TREPL; VICENZOTTI, 2012; METZGER, 2001; URBAN et al., 1987), mas o habitual presente em todas as definições é “o foco no entendimento das interações recíprocas entre heterogeneidade espacial e processos ecológicos” (TURNER, 2005).

Singh et al. (2010) afirmam que inúmeras são as métricas da paisagem utilizadas como parâmetros que buscam compreender os padrões de biodiversidade, tais como tamanho, forma e conectividade. Os autores inferem ainda que com o advento da informação espacial em multiescala, o diagnóstico de informações espaciais sobre métricas de paisagem utilizando ferramentas de análise espacial, como o Sistema de Informação Geográfica (SIG), tornou-se um processo poderoso e eficiente, tal ponto que atualmente é ampla sua utilização como estratégia de conservação de fragmentos florestais (PIROVANI et al., 2014). Uma série de estudos de chuva de sementes busca relacionar o padrão de sementes, como a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies, com a estrutura espacial da paisagem fragmentada (FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013; JESUS et al., 2012; KNÖRR; GOTTSBERGER, 2012; PIVELLO et al., 2006).

Os SIGs, por sua vez, apresentam-se como um conjunto organizado de dados e processos que ajudam pessoas a tomar decisões sobre o que fazer a respeito de um determinado objeto (HARMON; ANDERSON, 2003). Os SIGs são uma classe especial de sistemas de informação no qual se mantém o

controle, não somente sobre eventos e atividades, mas também onde esses eventos e atividades irão ocorrer ou existir (LONGLEY et al., 2005).

Longley et al. (2005) afirmam que os SIGs são amplamente utilizados em todas as áreas das ciências ambientais, da ecologia à geologia. Mais recentemente, essa tecnologia também tem apoiado estudos de fragmentação florestal na escala de paisagem para descrever o tamanho, a forma, a abundância, a conectividade e outras características da matriz (BEHERA, 2010). Aurelian e Roman (2007) demonstraram que o SIG contribui para a caracterização de áreas, com a formação dos dados espaciais, permitindo sua manipulação, visualização e um melhor planejamento de ações.

A tecnologia de sensoriamento remoto por satélite com capacidades multissensoriais oferece informações em multiescala na composição da paisagem e em sua configuração (SINGH et al., 2010). Segundo os autores, métricas de paisagem foram desenvolvidas para quantificar a heterogeneidade espacial, utilizando ferramentas estatísticas espaciais em domínio geoespacial. *Softwares* para computadores foram desenvolvidos para aplicar tais índices e entre eles, o programa *Fragstats* tem sido uma das ferramentas mais difundidas para descrever os padrões espaciais da paisagem (COUTO, 2004; GUZY; PRICE; DORCAS, 2013; JESUS et al., 2012; MARJA et al., 2013). O *Fragstats* é um *software* de domínio público que calcula a estrutura da paisagem, usando para isso, mais de 50 métricas.

A busca pelo conhecimento estrutural da paisagem, e principalmente pelo conhecimento ecológico florestal nesta região implica em uma série estudos com o intuito de agregar valores intrínsecos à compreensão do ambiente. O *software* é mais um possível agregador quando relacionado à ecologia florestal, assim como a chuva de sementes, ferramenta principal deste estudo, e, portanto, a união destes será de relevante interesse para propiciar uma estudo robusto na área em questão.

REFERÊNCIAS

ABDULLAH, S. A.; NAKAGOSHI, N. Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 241, p. 39-48, 2007.

AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, Durham, v. 75, n. 2, 1994, p. 330-351.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragment edrain forest. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 729–739, 2009.

AURELIAN, A. I.; ROMAN, N. Using gis for the protected areas management in the context of inspire national spatial data framework and the Romanian accession to the European Union. **Present Environment And Sustainable Development**, Iași, v. 1, n. 1, p. 261, 2007.

BEHERA, M. D. Influences of fragmentation on plant diversity: an observation in Eastern Himalayan Tropical Forest. **Journal of the Indian Society of Remote Sensin**, Switzerland, n. 38, p. 465-475, 2010.

BOUTIN, S.; HEBERT, D. Landscape Ecology and Forest Management: Developing an Effective Partnership. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 2 , p. 390-397, 2002.

CAMPOS, E. P. et al. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual emViçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CASTRO, G. C.; VAN DEN BERG, E. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, n. 22, p. 2041–2056, 2013.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, Lisboa, n. 24, p. 109-137, 2004.

CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, B. G. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**, Essex, n. 137, p. 415-423, 2007.

DIAMOND, J. M. The Island Dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, Essex, v. 7, p. 129-146, 1975.

DUFLOT, R. et al. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. **Acta Oecologica**, Paris, n. 56, p. 19-26, 2014.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, n. 16, p. 265-280, 2007.

FREITAS, C. G.; DAMBROS, C.; CAMARGO, J. L. C. Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, n. 53, p. 49-55, 2013.

FUCHS, E. J.; LOBO, J. A.; QUESADA, M. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical Dry Forest Tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 149-157, 2003.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GROENEVELD, J. et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, n. 220, p. 2450-2459, 2009.

GUZY, J. C.; PRICE, S. J.; DORCAS, M. E. The spatial configuration of greenspace affects semi-aquatic turtle occupancy and species richness in a suburban landscape. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, n. 117, p. 46-56, 2013.

HARMON, J. E.; ANDERSON, S. J. **The design and implementation of geographic information systems**. Hoboken: J. Wiley & Sons, 2003.

HERRERA, J. M.; GARCÍA, D. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 24, n. 4, p. 1089-1098, 2010.

HILL, J. L.; CURRAN, P. J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, Oxford, n. 30, p. 1391-1403, 2003.

JESUS, F. M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, Knivista, n. 23, p. 1126-1136, 2012.

KIRCHHOFF, T.; TREPL, L.; VICENZOTTI, V. What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions. **Landscape Research**, Abingdon, v. 38, n. 1, p. 33-51, 2012.

KNÖRR, U. C.; GOTTSBERGER, G. Differences in seed rain composition in small and large fragments in the northeast Brazilian Atlantic Forest. **Plant Biology**, Stuttgart, n. 14, p. 811-819, 2012.

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, 2007.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 7, p. 1.731-1.744, 2008.

LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, n. 17, p. 287-296, 2011.

LONGLEY, P. A. et al. **Geographic information systems and science**. 2nd ed. Chinchester : J. Wiley & Sons, 2005.

LÖVEI, G. L. et al. The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, n. 15, p. 283–289, 2006.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967.

MARJA, R. et al. Landscape pattern and census area as determinants of the diversity of farmland avifauna in Estonia. **Regional Environmental Change**, New York, n. 13, p. 1013–1020, 2013.

MELO, F. P. L. et al. Forest fragmentation reduces recruitment of large seeded tree species in a semideciduous tropical forest of southern Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Durham, v. 26, n. 1, p. 35-43, 2010.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, pt. 1. p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

OLIVEIRA, L. T. **Caracterização da fragmentação florestal para produção de sementes no entorno capixaba do Parque Nacional do Caparaó**. 2011. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2011.

OVASKAINEN, O. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. **Journal of Theoretical Biology**, London, 218, p. 419-433, 2002.

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M.; CAMPOS, E. P. Chuva de Sementes em Remanescentes Florestais de Campo Verde, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 4, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622014000400012&script=sci_arttext>. Acesso em: 23 dez. 2014.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

PIVELLO, V. R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

REIS, N. R. et al. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho?. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 20, n. 2, 2003. Disponível em: <http://scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81752003000200009&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 23 dez. 2014.

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

SINGH, J. S. et al. Application of landscape ecology and remote sensing for assessment, monitoring and conservation of biodiversity. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, Heidelberg, v. 38, p. 365-385, Sept. 2010.

SOGA, M. et al. Patch size determines the strength of edge effects on carabidbeetle assemblages in urban remnant forests. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 17, n. 2, p. 421-428, 2013.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

THOMAZ, L. D. A Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil: de Vasco Fernandes Coutinho ao século 21. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Rio de Janeiro, n. 27, p. 5-20, 2010.

TJØRVE, E. How to resolve the SLOSS debate: lessons from species-diversity models. **Journal of Theoretical Biology**, London, n. 264, p. 604-612, 2010.

TOSCAN, M. A. G.; TEMPONI, L. G.; FRAGOSO, R. O. Chuva de sementes da RPPN Fazenda Santa Maria, PR. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais...**Curitiba: [s. n.], 2012. 1 CD ROM.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 36, p. 319-344, 2005.

WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 8, p. 379-385, 2002.

WHEELWRIGHT, N. T. Fruit size in a tropical tree species: variation, preference by birds, and heritability. **Vegetatio**, The Hague, v. 107, n. 108, p. 163-174, 1993.

WULDER, M. A. et al. Forest fragmentation, structure, and age characteristics as a legacy of forest management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 258, p. 1938-1949, 2009.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO

Chuva de Sementes em Floresta Estacional Semidecidual Montana

RESUMO

A chuva de sementes desempenha um papel fundamental na formação de bancos de sementes e de plântulas, constituindo dessa maneira a fase inicial da organização da estrutura de comunidades vegetais, sendo um processo ecológico interessante para estudos de fragmentação. Dessa forma, neste estudo teve-se como objetivo avaliar a chuva de sementes de três fragmentos de áreas diferentes (aproximadamente, 3 ha, 22 ha e 98 ha) que compõem um mosaico de fragmentos no município de Barbacena, buscando responder se há existência da relação entre métricas de paisagem (área, índice de proximidade e índice de forma) com atributos ecológicos (abundância de diásporos, riqueza de morfoespécies, síndrome de dispersão e biometria dos frutos). A vegetação predominante nos fragmentos é definida como Floresta Estacional Semidecidual Montana. Foram instalados 20 coletores por fragmento, dispostos aleatoriamente, totalizando uma área amostral de 60 m². Com relação aos aspectos ecológicos o teste de Kruskal-Wallis demonstrou que não há diferença significativa entre os fragmentos. Dados das métricas de paisagem inferiram num maior grau de conservação ao fragmento pequeno. Concluiu-se assim a importância da conservação de pequenos fragmentos, pensando em escala de paisagem para um melhor planejamento e manejo de ações conservacionistas.

Palavras-chave: Fragmentação. Grau de Conservação. Métricas de paisagem.

ABSTRACT

Seed rain performs a key role in the formation of seed and seedling banks, thus constituting the initial phase of organization structure of plant communities, presenting as an interesting ecological process for fragmentation studies. Thus, this study aimed to evaluate the seed rain of three different fragments sizes present in a mosaic of fragments located in the city of Barbacena, between the coordinates 21°13'42 " S and 43°46'01 " W, seeking to answer if there is existence of the relationship between landscape metrics (area, proximity index and shape index) with ecological attributes (plenty of diaspores, morphospecies richness, dispersion syndrome and biometry of fruits). This vegetation in fragments is defined as Montane semideciduous forest. It was installed 20 collectors per fragment, with a total sample area of 60 m². Regarding ecological aspects, the Kruskal-Wallis test showed no significant difference between the fragments. Landscape metrics of data inferred a greater degree of conservation of the small fragment. In conclusion, this study shows the importance of conservation of small fragments, thinking of landscape scale for better planning and management of conservation actions.

Keywords: Fragmentation. Degree of conservation. Landscape metrics.

1 INTRODUÇÃO

Melo et al. (2010) afirmam que a fragmentação tem se agravado constantemente em florestas tropicais, chegando a taxas anuais de desmatamento de cerca de 5,8 milhões de hectares. Não obstante, o Domínio Atlântico reflete o desmatamento apresentando apenas 11,73% de sua área total primária (RIBEIRO et al., 2009). Desse modo, apesar de apresentar elevada biodiversidade e níveis de endemismo, ela representa um local de alta vulnerabilidade (THOMAZ, 2010). Em paisagens fragmentadas, o arranjo espacial dos elementos vegetais dos remanescentes é fundamental para a sobrevivência e expansão das comunidades naturais (METZGER, 2001; PIVELLO et al., 2006).

Processo ecológico-chave na dinâmica de populações, a chuva de sementes desempenha um papel fundamental na formação de bancos de sementes e de plântulas, constituindo dessa maneira a fase inicial da organização da estrutura de comunidades vegetais, com a promoção da entrada de novos indivíduos na comunidade (CAMPOS et al., 2009). Devido a isso, a análise da chuva de sementes tem sido cada vez mais amplamente utilizada para investigar a capacidade de manutenção e de regeneração das florestas tropicais (CRAMER; MESQUITA; WILLIAMSON, 2007; HERRERA; GARCIA, 2010; LAGOS; MARIMON, 2012) especialmente em fragmentos florestais ao longo do Domínio Atlântico (CAMPOS et al., 2009; FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013; JESUS et al., 2012; KNÖRR; GOTTSBERGER, 2012; MELO et al., 2006, 2010; PIETRO-SOUZA; SILVA; CAMPOS, 2014; PIVELLO et al., 2006).

Este processo ecológico, segundo Jesus et al. (2012), é fortemente alterado em paisagens fragmentadas. Estudos de ecologia de paisagens buscam analisar justamente essa fragmentação a nível de paisagem, Turner (2005)

afirma que a ecologia de paisagem tem como foco o entendimento das interações entre o espaço e os processos ecológicos.

Assim sendo, o estudo teve como objetivo a análise da chuva de sementes, buscando uma avaliação sazonal do padrão dos propágulos e sua relação com algumas métricas de paisagem, com o propósito de responder às seguintes perguntas: existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com abundância de diásporos? Existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com riqueza de morfoespécies? Existe relação entre tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com a síndrome de dispersão? Existe relação entre o tamanho do fragmento, formato e grau de isolamento com a biometria dos frutos?

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado em três fragmentos florestais situados no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais (IFSMG), em *Campus* localizado no município de Barbacena, Minas Gerais, sob as coordenadas geográficas 21°13'42'' S e 43°46'01'' W (Figura 01), onde estão localizados três fragmentos de diferentes tamanhos, definidos como grande porte (aproximadamente 98 ha), médio porte (aproximadamente 22 ha) e pequeno porte (aproximadamente 3 ha). O fragmento de grande porte, segundo Araújo (2009) é conhecido localmente por Mata do Grotão e possui relevo bastante acentuado, com variação de declividade entre 20% a 45%, apresentando encostas muito íngremes. Segundo o autor, o fragmento apresenta fitofisionomia dominante de Floresta Estacional Semidecidual Montana, embora seja possível observar em alguns pontos, feições de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, segundo a classificação do IBGE (VELOSO et al., 1991), além de duas zonas ecotonais: a primeira, à leste do fragmento, que faz divisa com um candeal; a segunda à oeste, fazendo fronteira com povoamentos de eucalipto, araucária (*Araucaria angustifolia*), pastagens e outros fragmentos. Grande parte dessas bordas é o limite físico entre o fragmento e as propriedades fronteiriças (ARAÚJO, 2009). O fragmento de médio porte, segundo professores, servidores e moradores do IFSMG – *Campus* Barbacena, apresenta um histórico recente de regeneração, em que a cerca de 40 anos a vegetação presente de grande parte do fragmento era composta por pastagens abandonadas que, com o tempo foi ocorrendo a restauração natural do local com predomínio da mesma fitofisionomia florestal da região (Floresta Estacional Semidecidual Montana). Seu entorno é composto em sua maioria por pastagem, mas há também áreas de

agricultura. O fragmento de pequeno porte está próximo a outros pequenos fragmentos, e por pastagens. Historicamente um grande fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, este vem sofrendo pressão ao longo das décadas, ocorrendo uma redução considerável de seu tamanho.



Figura 1 Mapa da localização da área de estudo, IFSMG – Campus Barbacena, MG

Fonte: Elaborada pelo autor

Segundo Alvares et al. (2014) e conforme a classificação de Köppen, o clima da região é Cwb, ou seja, tropical de altitude, com médias de temperaturas entre 17,9° a 19,9°C no período de primavera/verão e de 13,6° a 17,8°C no período de outono/inverno. A precipitação média é 1.143,6 mm, no período de primavera/verão, e de 206,5 mm no outono/inverno.

Segundo Araújo (2009), a vegetação presente na microrregião de Barbacena, assim como uma parte significativa do complexo serrano da Mantiqueira, é um grande mosaico fitofisionômico composto por Floresta Estacional Semidecidual Montana e cerrados, conforme classificação de Veloso (1992). As principais classes de solo encontradas na região são os argissolos e os

latossolos (ARAÚJO, 2009). O relevo é predominantemente montanhoso (ARAÚJO, 2009) com altitude média 1100 m (ALVARES et al., 2014).

Chuva de sementes

Para a chuva de sementes foram instalados 60 coletores distribuídos aleatoriamente por todo o ambiente, sendo 20 no fragmento de pequeno porte (P), 20 no fragmento de médio porte (M) e 20 no fragmento de grande porte (G), dispostos a partir da bordadura de cada fragmento, com distância mínima de 10 metros entre si.

Os coletores apresentaram 1m² de área, composto por tela de *nylon* (sombreadora a 75% do tipo Sombrite[®]), suspensos a 30cm do solo, com o propósito de impedir a coleta de sementes de herbáceas e arbustos baixos. A coleta de sementes foi realizada quinzenalmente, por 12 meses (fevereiro, 2014 a janeiro, 2015).

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e foram identificadas por coletor e data amostral, e encaminhadas para o Laboratório de Zoologia e Botânica do IFSMG – *Campus* Barbacena. O material foi triado, separando os diásporos (sementes e frutos considerados potencialmente viáveis) de outras partes vegetais (folhas, galhos e outros) (CAMPOS et al., 2009; PIVELLO et al., 2006). Sementes encontradas fora dos frutos e os frutos foram contados e classificados em morfoespécies. Os frutos tiveram o comprimento e diâmetro mensurados utilizando paquímetro com precisão de 0,01 mm. A contagem de frutos e/ou, sementes que ultrapassou 400 indivíduos foi concluída através de estimativas. Os diásporos foram separados em duas categorias: dispersas pelo vento e dispersas por outro mecanismo, baseando-se na presença de estruturas de voo no diásporo, conforme Marimon e Felfili (2006). A biometria do fruto foi feita dividindo-se o diâmetro pelo comprimento, conforme

metodologia utilizada por Moraes e Alves (1997). Considerou-se comprimento a porção compreendida entre a região basal e a apical e como largura o diâmetro equatorial. Em seguida todo material foi secado separadamente (frutos, sementes e outras partes vegetais) em estufa a 70°C por 48hs (LAGOS; MARIMON, 2012). Para determinação dos pesos secos, foi utilizada balança de precisão de 0,001 g.

Métricas de paisagem

Para obtenção das métricas da paisagem, foi utilizada imagem Rapideye de 2010, na qual se insere os fragmentos analisados, com resolução espacial de 5 metros. A classificação supervisionada da imagem foi desenvolvida com o auxílio do *software* SPRING versão 5.2.7 (CAMARA et al., 1996) e buscou a classificação dos fragmentos florestais estudados e fragmentos do entorno. Transformando essa classificação em dados matriciais, o arquivo gerado foi encaminhado para o *software* Fragstats, versão 4.2 (MCGARIGAL et al., 2012). Este programa quantifica a estrutura da paisagem por ser um programa de análise de padrões espaciais. Foi calculada a área de cada fragmento e analisada métrica índice de proximidade, indicando que será maior, quanto maior for a proximidade entre os fragmentos (JESUS et al., 2012), e o índice de forma, demonstrando que quanto mais próximo a 1, mais circular é o fragmento, e consequentemente, menor interferência externa, indicando possivelmente maior grau de conservação.

Análise dos dados

Para a análise das características foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar o número de sementes, a riqueza de morfoespécies (LAGOS; MARIMON, 2012) e a biometria dos frutos. Para a análise da diversidade de diásporos, foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equabilidade de Pielou (J). Estas análises foram feitas no programa BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007). Para comparar os índices de diversidade de cada fragmento utilizou-se o teste T de diversidade, com o uso do programa PAST (HAMMER et al., 2001). Foi feita a curva de acumulação de morfoespécies para compará-las entre os fragmentos. Para avaliar a similaridade de morfoespécies entre os fragmentos, utilizou-se o Índice de Similaridade de Jaccard (FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013).

Os dados de peso seco, número de diásporos e número de morfoespécies foram submetidos à análise de médias, utilizando-se o Teste de Médias de Scott-Knott por meio do programa SISVAR (PIETRO-SOUZA; SILVA; CAMPOS, 2014).

Foram feitas avaliações da relação entre as métricas de paisagens (área, índice de proximidade, índice de forma) e os atributos ecológicos (número de indivíduos, riqueza de morfoespécies, biometria dos frutos e peso seco do material).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados durante os 12 meses 163.148 diásporos (2.719 diásporos.m⁻²) nos três fragmentos, sendo 21.084 sementes e 142.064 frutos, sendo esse um número alto ao comparar com diversos trabalhos de chuva de sementes. Em trabalhos na floresta ombrófila na região Sudeste do Brasil, Pivello et al. (2006), em seu estudo coletando apenas sementes (dentro e fora dos frutos) coletaram 27.873 sementes (1.032 sementes.m⁻²), enquanto Jesus et al. (2012) obtiveram um total de 20.142 sementes (373 sementes.m⁻²) em mesma metodologia; em fragmentos de floresta ombrófila atlântica na região Nordeste do Brasil, Melo et al. (2006) coletaram 76.207 sementes dentro e fora dos frutos (1.905 sementes.m⁻²), e no mesmo local de estudo, Freitas, Dambros e Camargo (2013) encontraram 21.985 indivíduos entre sementes fora dos frutos e frutos (244 diásporos.m⁻²); Knörr e Gottsberger (2012), por sua vez, realizaram coletas em área similar a Freitas, Dambros e Camargo (2013) e Melo et al. (2006), totalizando 20,518 sementes fora e dentro dos frutos (782 sementes.m⁻²), levando em consideração apenas sementes visivelmente maduras, excluindo-se as abortadas; Lagos e Marimon (2012) em estudo em floresta de galeriana região Centro-Oeste do Brasil coletaram 20.965 sementes dentro e fora dos frutos (1.164 sementes.m⁻²). Em Floresta Estacional Semidecidual, Toscan, Temponi e Fragoso (2012) apresentaram 17.717 sementes coletadas, em contagem de sementes caídas fora dos frutos e o número médio de sementes por fruto de cada espécie (1.968 sementes.m⁻²), Pietro-Souza, Silva e Campos (2014) coletaram 3.622 sementes fora de frutos (241,5 sementes.m⁻²); Piña-Rodrigues e Aoki (2014) coletaram 6.905 propágulos (837 propágulos.m⁻²), incluindo frutos inteiros e sementes, e Campos et al. (2009) coletaram por dois anos, com contagem de sementes dentro e fora dos frutos, resultando em seu primeiro ano de estudo coletaram 712 sementes (113,92sementes.m⁻²) e no segundo ano

16.274 sementes (2.603,84 sementes.m⁻²) densidade esta mais próxima à do presente estudo, uma vez que ambos foram realizadas em mesma fitofisionomia. A grande variação de densidades e de indivíduos amostrados nos diversos trabalhos podem estar relacionadas com a variação do esforço amostral e a periodicidade das coletas, como destaca Campos et al. (2009).

A densidade específica de diásporos coletados foi de 1.306,85 diásporos.m⁻² no fragmento P, 3.317,85 diásporos.m⁻² no fragmento M e 3.750,05 diásporos.m⁻² no fragmento G. Estatisticamente foi evidenciado que não há diferença significativa na quantidade de indivíduos coletados entre os fragmentos (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 3,055$; GL = 2; p = 0,216). Outro fator preponderante com relação à quantidade de diásporos pode ser a variação de frutificação de algumas espécies, podendo ocorrer uma oscilação de mais de dois anos (CAMPOS et al., 2009), de modo que pode não ter ocorrido frutificação no ano de coleta. O índice de diversidade de Shannon encontrado foi 0,5787nats.ind⁻¹, foi considerado baixo se comparado a estudos em Floresta Estacional Semidecidual (PIETRO-SOUZA; SILVA; CAMPOS, 2014; TOSCAN; TEMPONI; FRAGOSO, 2012). Para cada fragmento, o índice de diversidade de Shannon encontrado foi de 1,84 para o fragmento P, 0,6452 para o M e 1,259 para o G. O teste T de diversidade demonstrou que há diferença significativa entre si (Comparação PxM: T=108,02, p=0; PxG: T=51,303, p=0; MxG: T=66,34, p=0). A equabilidade de Pielou encontrada em cada fragmento foi de 0,4018 para o fragmento P, 0,137 para o M e 0,2683 para o G, valores abaixo dos encontrados em outros estudos de chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual (PIETRO-SOUZA; SILVA; CAMPOS, 2014; TOSCAN; TEMPONI; FRAGOSO, 2012), salvo Piña-Rodrigues e Aoki (2014), que encontraram número aproximado ao encontrado para o fragmento P em pequenos fragmentos. Este resultado, segundo Vieira e Gandolfi (2006), mostra

que existe uma maior predominância de determinadas espécies em M devido a seus baixos valores.

A coleta com o maior número de diásporos encontrados foi realizada nos meses de outubro e novembro (Figura 02). Segundo Morellato (1991) é usual em Florestas Estacionais Semidecíduas apresentar picos de frutificações entre os meses de setembro e novembro, e Toscan, Temponi e Fragoso (2012) afirmam que são os meses de maiores atividades vegetativas e reprodutivas de espécies desta fitofisionomia. Os autores acrescentam que esses eventos estão relacionados ao fato do fim da estação seca agregado à elevada disponibilidade de nutrientes no solo, que ocorre devido à deposição da serrapilheira ao longo dos meses mais secos do ano; mensurada neste estudo pelo peso seco do material coletado ao longo do ano (Figura 03), de modo que a partir do final do mês de agosto houve um aumento da biomassa, até atingir seu pico na primeira coleta do mês de setembro. O teste de Kruskal-Wallis não indicou diferenças significativas entre a biomassa coletada nos diferentes fragmentos ($\chi^2 = 0,406$; GL = 2; $p = 0,815$).

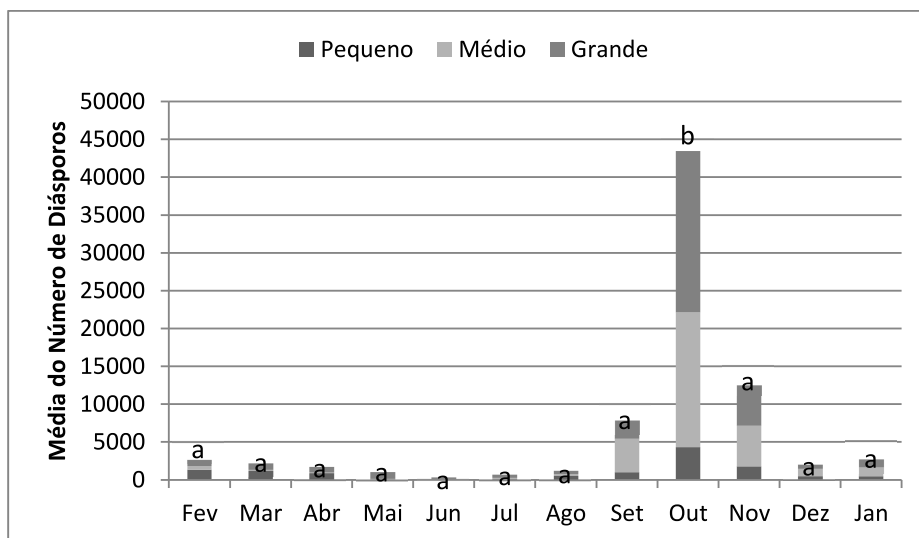


Figura 2 Média de número de diásporos encontrados ao longo dos meses em cada fragmento (Valores seguidos em letra minúscula não diferem entre si pelo teste de média de Scott-Knott a 5% de probabilidade)

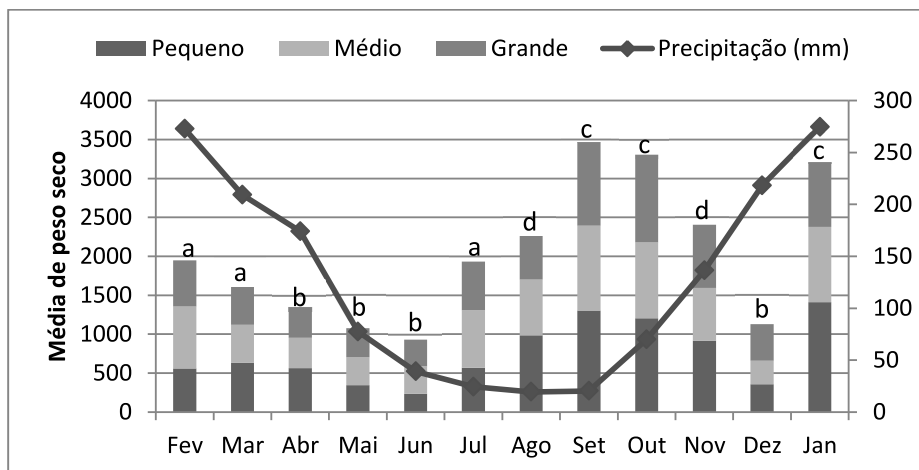


Figura 3 Média mensal de serrapilheira encontrada em cada fragmento (Valores seguidos em letra minúscula não diferem entre si pelo teste de média de Scott-Knott a 5% de probabilidade)

Foi identificado nos três fragmentos um total de 198 morfoespécies entre os diásporos, quantidade similar de espécies ou morfoespécies encontradas por Freitas, Dambros e Camargo (2013) em Floresta Ombrófila na região Nordeste do Brasil. A riqueza específica de cada fragmento apresentou uma pequena variação no fragmento P em relação aos fragmentos M e G, com 94 morfoespécies, enquanto os subsequentes apresentaram respectivamente, 107 e 112 morfoespécies (Tabela 01). Essa pequena variação entre fragmentos pequenos e grandes também fica evidente em Pivello et al. (2006) e em Knörr e Gottsberger (2012). Entretanto, pelo teste de Kruskal-Wallis, não há diferença significativa entre os fragmentos ($\chi^2 = 0,655$; GL = 2; p = 0,72).

O Índice de Similaridade de Jaccard mostra que os fragmentos P e G apresentam maior similaridade (30%) enquanto que a comparação entre M e G, e M e P apresentaram 28% e 27%, respectivamente. Possivelmente, dois fatores estão relacionados a essa similaridade: a conectividade da paisagem, em especial o grau de isolamento, se mostrou diretamente relacionado (Tabela 01), uma vez que o fragmento mais isolado (M) apresentou menor similaridade com os outros fragmentos; e o histórico da área, uma vez que o fragmento M está em um processo de reestruturação, enquanto que os outros fragmentos apresentam histórico mais primitivo de conservação, segundo moradores da região. A variação mensal da riqueza reforça a proporcionalidade de maior número de indivíduos, maior o número de espécies, com picos entre setembro e novembro (Figura 04), sustentado por Pietro-Souza, Silva e Campos (2014) e Toscan, Temponi e Fragoso (2012).

Tabela 1 Dados ecológicos e métricas de paisagem de cada fragmento

Frag.	Área (ha)	PROX	SHAPE	Diásporos	Morfo	V (%)	OM (%)
P	3,5	179,6597	1,32	26.151	94	56	44
M	22,2	37,0022	1,92	66.290	107	91	9
G	98	130,2978	2,48	70.070	112	83	17

Legenda: PROX – índice de proximidade; SHAPE – índice de forma; V – diásporo com potencial síndrome de dispersão por vento; OM – diásporo com síndrome de dispersão por outros mecanismos

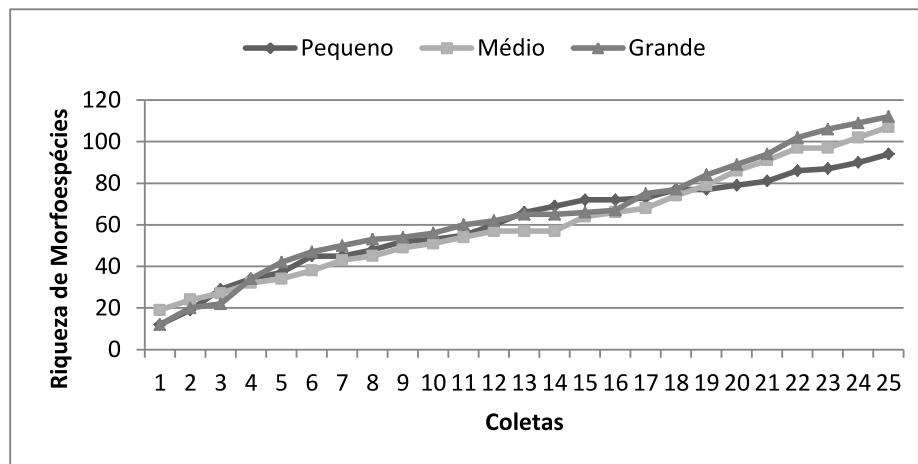


Figura 4 Acumulação da riqueza de morfoespécies ao longo das coletas em cada fragmento

Relacionando a abundância total de diásporos coletados às síndromes de dispersão, 82% apresentaram potencial de dispersão pelo vento, enquanto que 18% apresentaram dispersão por outros mecanismos (Figura 05). Este resultado é similar ao encontrado no estudo de Jesus et al. (2012) em Floresta Ombrófila, e em especial Pietro-Souza, Silva e Campos (2014), Piña-Rodrigues e Aoki (2014) e Toscan, Temponi e Fragoso (2012) em Florestas Estacionais Semidecíduais. Observou-se ainda que houve picos de diásporos ao longo do ano, destacando os

indivíduos com potencial de dispersão pelo vento, principalmente nos meses entre agosto e novembro, sazonalidade essa compartilhada pelos trabalhos de Pietro-Souza, Silva e Campos (2014), Toscan, Temponi e Fragoso (2012) e Yamamoto, Kinoshita e Martins (2007). Toscan, Temponi e Fragoso (2012) afirmam que exatamente nessa época do ano fatores de atividades vegetativas e reprodutivas apresentam-se mais pronunciados. Os diásporos que não possuem estrutura alada tiveram destaque nas estações com maiores índices pluviométricos, ocorrência explicada pelo fato que frutos dessa época do ano, em especial zoocóricos, permanecem suculentos por um período de tempo mais longo (BATALHA; MARTINS, 2004).

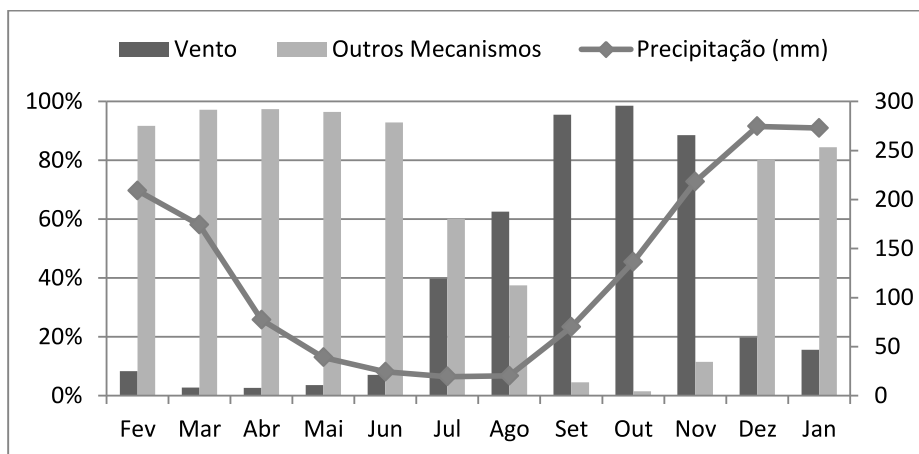


Figura 5 Média das formas de dispersão mensais de todos os diásporos (em porcentagem)

Observa-se que, quando se relaciona as síndromes de dispersão com a riqueza de morfoespécies, há uma predominância de morfoespécies que não apresentam mecanismos de dispersão pelo vento (89%) sobre as que apresentam algum tipo de mecanismo (11%). Outros trabalhos apresentaram prevalência de espécies não dispersas pelo vento, como Pietro-Souza, Silva e Campos (2014) e

Toscan, Temponi e Fragoso (2012), em Floresta Estacional Semidecidual, entre outros estudos de chuvas de sementes em regiões tropicais (JESUS et al., 2012; KNÖRR; GOTTSBERGER, 2012; LAGOS; MARIMON, 2012; PIVELLO et al., 2006). Segundo Batalha e Martins (2004) e Howe e Smallwood (1982), essa proporção de espécies é natural em florestas tropicais. A proporção de indivíduos com potencial de dispersão pelo vento em relação aos diásporos sem mecanismos desse tipo de dispersão demonstrou que o fragmento pequeno é potencialmente mais maduro, considerando-se que florestas tropicais mais maduras tendem a ter um alto índice de espécies zoocóricas (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999).

A biometria dos frutos resultou em uma média de comprimento de 13,56 cm, 7,67 cm, 11,18 cm, e diâmetro de 6,45 cm, 4,11 cm, 5,46 cm para os fragmentos P, M e G, respectivamente. A razão entre diâmetro e comprimento para o fragmento P, M e G, resultou em 0,58 cm, 0,45 cm e 0,55 cm respectivamente. É consolidado pela maioria dos estudiosos que espécies encontradas majoritariamente em estágio sucessional inicial de regeneração apresentam uma grande quantidade de frutos e sementes, apresentando tamanho corporal menor. Os dados encontrados nesse estudo sob esses aspectos (quantidade e tamanho) apresentaram a mesma relação. Entretanto, a biometria estatisticamente não apresentou diferença significativa entre os fragmentos ($\chi^2 = 4,48$; GL = 2; $p = 0,105$), assim como a quantidade de diásporos. Agregado a isso, o investimento da planta em recursos está diretamente relacionado com o peso dos diásporos, em que o maior peso infere em maior investimento, conseqüentemente maior estabilidade da comunidade vegetal no fragmento, e por fim potencialmente mais conservado. Sendo assim, o peso seco total dos diásporos encontrados em cada fragmento foi de 256,92 gramas para o fragmento P, 186,63 para o M e 262,76 para o G. Estatisticamente, houve diferença significativa entre os fragmentos G e M (Kruskall-Wallis: $\chi^2 = 4,19$;

GL = 1; $p = 0,04$), afirmando que o grau de conservação é maior em G. Outras comparações não apresentaram diferenças significativas.

O índice de proximidade (PROX) em relação a todos os fragmentos encontrados do entorno apresentou o fragmento M como o fragmento com maior grau de isolamento, seguido pelo fragmento G e por fim o fragmento P. Ligando este dado à síndrome de dispersão, apresentou-se uma potencial relação entre o grau de isolamento com a quantidade de diásporos com potencial de dispersão pelo vento. Espera-se que esse tipo de dispersão seja mais frequente em áreas abertas (OLIVEIRA; MOREIRA, 1992). Jesus et al. (2012) encontraram a mesma associação em seu estudo em Floresta Ombrófila.

Jesus et al. (2012) apresentaram em seu trabalho forte relação da abundância de indivíduos anemocóricos com a área dos fragmentos, indicando que esse tipo de dispersão ocorre em fragmentos pequenos. Entretanto, nesse estudo em questão apresentou-se uma relação inversa. O menor fragmento exibiu uma quantidade de indivíduos com potencial de dispersão pelo vento menor que o fragmento G, que por sua vez obteve resultado menor que o fragmento M (14.568; 58.675; 60.519, respectivamente). Provavelmente o fator que influenciou esse resultado é este índice de proximidade, mostrando neste estudo que tal índice expôs uma maior relação do que a área do fragmento. Similar a esse resultado, diásporos que não apresentam estrutura de voo também tenderam a relacionar inversamente com a área do fragmento, novamente diferindo de Jesus et al. (2012).

Entretanto, os autores afirmam que a baixa abundância de sementes zoocóricas, provavelmente, está relacionada com o possível declínio da abundância da fauna dispersora, causada pelo isolamento e pela perda de habitat. Mamíferos frugívoros e aves (GALETTI; ALVES-COSTA; CAZETTA, 2003; STAGGEMEIER; GALETTI, 2007) são sensivelmente afetados pela fragmentação (JESUS et al., 2012) e, como reflexo desse elemento, o fragmento

M, mais isolado, representa cerca de 1/5 dos diásporos coletados que não apresentam estrutura de voo, e o restante dividiu-se entre os fragmentos P e G (5.771; 11.583; 12.032, respectivamente). O fragmento P apresentou maior número de indivíduos que não expunham qualquer tipo de mecanismo por dispersão pelo vento, indicando preferência da fauna pelo fragmento e, conseqüentemente, indicando um remanescente mais bem conservado.

O índice de forma (SHAPE) demonstrou que o fragmento com formato mais circular é o fragmento P, seguido pelo fragmento M e por fim fragmento G (Tabela 01). Este dado reforça o grau de conservação do fragmento P, uma vez que esse fragmento apresentou o menor número de diásporos com potencial dispersão pelo vento (56%) em comparação aos outros fragmentos (M – 91%; G – 83%), apresentou maior biometria (P – 0,58 cm; M – 0,45 cm; G – 0,55 cm), e historicamente apresentar-se como uma floresta com menor interferência.

Em concordância com Jesus et al. (2012), o fluxo de sementes é controlado pela estrutura da paisagem, especialmente seu grau de isolamento e seu formato, que ameaçados podem levar a um colapso do sistema. Deve-se pensar em escala de paisagem para aprimorar o manejo e o planejamento espacial das ações humanas e da proteção de ambientes heterogêneos.

4 CONCLUSÕES

A conectividade da paisagem e o histórico de perturbação são potencialmente mais importantes que o tamanho do fragmento, uma vez que houve pouca relação do tamanho do mesmo com os elementos ecológicos. O resultado obtido por este estudo evidencia a importância da conservação de pequenos fragmentos, pois estes podem apresentar um grau de conservação significativo, além de auxiliar na restauração florestal e propiciar uma fonte de propágulos essencial para construção e manutenção do ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, 2014.
- ARAÚJO, P. O. L. C. **Metodologia para adequação das Escolas Agrotécnicas à Legislação Ambiental**. 2009. 162 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.
- AYRES, M. et al. **Bioestat 5.3**: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2007.
- BATALHA, M. A.; MARTINS, F. R. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National park (Central Brazil). **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 52, p. 149-151, 2004.
- CAMARA, G. et al. Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling". **Computers & Graphics**, New York, v. 20, n. 3, p. 395-403, May/June 1996.
- CAMPOS, E. P. et al. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.
- CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, B. G. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**, Essex, n. 137, p. 415-423, 2007.
- FREITAS, C. G.; DAMBROS, C.; CAMARGO, J. L. C. Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, n. 53, p. 49-55, 2013.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, p. 262-273, 2003.

HAMMER, Ø. et al. Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Berlin, v. 4, n. 1, 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 22 nov. 2014.

HERRERA, J. M.; GARCÍA, D. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 24, n. 4, p. 1089-1098, 2010.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, 1982.

JESUS, F. M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, Knivista, n. 23, p. 1126-1136, 2012.

KNÖRR, U. C.; GOTTSBERGER, G. Differences in seed rain composition in small and large fragments in the northeast Brazilian Atlantic Forest. **Plant Biology**, Stuttgart, n. 14, p. 811-819, 2012.

LAGOS, M. C. C.; MARIMON, B. S. Chuva de sementes em uma floresta de galeria no Parque do Bacaba, em Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, n. 2, p. 311-320, 2012.

MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 423-432, 2006.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 22 nov. 2014.

MELO, F. P. L. et al. Forest fragmentation reduces recruitment of large seeded tree species in a semideciduous tropical forest of southern Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 35-43, 2010.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

MORAES, P. L. R.; ALVES, M. C. Biometria de frutos e sementes de *Cryptocarya moschata* Nees, *Ocotea catharinensis* Mez e *Endlicheria paniculata* (Sprengel) MacBride (Lauraceae). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Rio de Janeiro, n. 6, p. 23-34, 1997.

MORELLATO, L. P. C. **Fenologia de árvores, arbustos e lianas em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. 1991. 176 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Campinas, Campinas, 1991.

OLIVEIRA P. E. A. M.; MOREIRA, A. G. Anemocoria em espécies de cerrado e mata de galeria de Brasília. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 163-174, 1992.

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M.; CAMPOS, E. P. Chuva de sementes em remanescentes florestais de Campo Verde, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 4, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622014000400012&script=sci_arttext>. Acesso em: 22 nov. 2014.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

PIVELLO, V. R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

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

STAGGEMEIER, V. G.; GALETTI, M. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornincóricos: uma perspectiva global. **Revista Brasileira de Ornintologia**, Belém, v. 15, n. 2, p. 281-287, 2007.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 119-127, 1999.

THOMAZ, L. D. A Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, Brasil: de Vasco Fernandes Coutinho ao século 21. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Rio de Janeiro, n. 27, p. 5-20, 2010.

TOSCAN, M. A. G.; TEMPONI, L. G.; FRAGOSO, R. O. Chuva de sementes da RPPN Fazenda Santa Maria, PR. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba: [s. n.], 2012. 1 CD ROM.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 36, p. 319-344, 2005.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, out./dez. 2006.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.