

MARIANA FERNANDES COELHO

**EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM SOBRE A
FENOLOGIA E A CHUVA DE SEMENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL
DA BAHIA**

**ILHÉUS
2016**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE

MARIANA FERNANDES COELHO

EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM SOBRE A
FENOLOGIA E A CHUVA DE SEMENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DA
BAHIA

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Eliana Cazetta.

ILHÉUS
2016

*Ao meu tio Totó,
Aos meus pais,
A minha família.*

*“If you have an apple and
I have an apple and
We exchange these apples,
Then you and I will still
Each have one apple.
But if you have an idea
And I have an idea
And we exchange these ideas
Then each of us will have two ideas”*

George Bernard Shaw

AGRADECIMENTOS

Primeiramente devo muita gratidão ao meu tio Totó, pois foi ele o maior responsável por me impulsionar a trilhar caminhos sólidos para a minha formação profissional, através de longos diálogos, proteção, carinho e cuidado;

À minha mãe, Roseane Fernandes, pelo incentivo e todo cuidado e ao meu pai, Sérgio Coelho, grande homem, sem os quais eu não estaria aqui;

À minha vó Elionaide, pelas palavras de apoio nos momentos mais difíceis, risadas, carinho, cuidado, apoio e todo amor e a minha vó Nalva pela força, ensinamentos e aconchego;

Ao meu irmão Antonio pelo incentivo e cuidado e ao meu irmão Lucas pelo seu bom humor de sempre;

À Tati, minha amiga irmã por toda aprendizagem e ensinamentos sábios, pelo cuidado, carinho, muito obrigada;

Aos amigos pela compreensão nos momentos que tive que estar ausente e a distração e alegria nos momentos de lazer, em especial a Leiza, pelas palavras de carinho e apoio e por todo auxílio e ajuda com o meu projeto;

À minha orientadora Eliana Cazetta, a qual tenho uma grande admiração como pessoa e profissional, pela confiança, apoio, amizade, alegria, palavras de incentivo, ensinamentos, compreensão em todos os momentos, muito obrigada;

Aos colegas de campo e trabalho, em especial a Edyla, pela parceria, ensinamentos, discussões produtivas, momentos de tranquilidade e lazer;

Aos colegas de curso que me ajudaram a encarar essa jornada de forma leve, em especial a Luana que sempre se mostrou disposta a ajudar e com suas palavras doces e sábias;

Aos professores que de alguma forma auxiliaram na construção da minha formação profissional durante a jornada, em especial a Dani Talora e Camila Cassano pela ajuda na realização do meu trabalho;

Ao programa de pós-graduação pela oportunidade de uma formação sólida, a coordenação e as meninas da secretaria, Iky e Amábile, pela disposição em ajudar e toda simpatia;

À universidade pelo apoio logístico e suporte para o meu trabalho, aos funcionários e alguns motoristas que tornaram essa caminhada mais tranquila e divertida;

A Rede de pesquisa Sisbiota pelos momentos de discussão e por toda ajuda no desenvolvimento do trabalho;

À FABESB pela concessão da bolsa de Mestrado;

Ao CNPq pelo apoio ao Projeto Sisbiota;

Agradeço ainda a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram com minha formação pessoal e profissional.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – (a) Mapa da região de pesquisa mostrando a localização dos sítios selecionados para o presente estudo. (b) detalhe do mapeamento da cobertura florestal remanescente (cinza) em 11 paisagens (~13km²), ilustrando um gradiente decrescente de cobertura florestal na paisagem do sul da Bahia, Brasil (%).24

Figura 2 – Relação entre as variáveis de riqueza de espécies e abundância total de frutos maduros, proporção de espécies e frutos maduros zoocóricos, bem como proporção de espécies e frutos maduros com sementes grandes para a fenologia com a cobertura florestal numa escala de paisagem na Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. As linhas tracejadas em preto representam o modelo nulo e a linha contínua azul o modelo linear.30

Figura 3 – Relação entre as variáveis de riqueza e abundância total de espécies e proporção de riqueza de espécies e abundância de sementes, bem como proporção de espécies e sementes grandes da chuva de sementes com a cobertura florestal numa escala de paisagem na Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. As linhas tracejadas em preto representam o modelo nulo.32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número total de espécies e abundância de frutos maduros para a fenologia no decorrer de um ano em cada sítio ao longo do gradiente de cobertura florestal em remanescentes de Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.....29

Tabela 2 –Número total de espécies, abundância de sementes e biomassa da chuva de sementes no decorrer de um ano em cada sítio ao longo do gradiente de cobertura florestal em remanescentes de Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.....31

SUMÁRIO

1.	RESUMO	11
2.	REVISÃO DE LITERATURA.....	13
	2.1 Perda de Habitat	13
	2.2 Fenologia.....	14
	2.3 Chuva de sementes.....	16
3.	INTRODUÇÃO,.....	20
4.	METODOLOGIA	23
	4.1 Área de estudo	23
	4.2 Desenho amostral	23
	4.3 Fenologia Reprodutiva.....	25
	4.4 Chuva de sementes	26
	4.5 Classificação de frutos e sementes	27
	4.6 Análise de dados	27
5.	RESULTADOS	29
	5.1 Fenologia Reprodutiva	29
	5.2 Chuva de sementes	31
6.	DISCUSSÃO	34
7.	CONCLUSÕES	37
	REFERÊNCIAS	40
	APÊNDICE A.....	46
	APÊNDICE B	47

APÊNDICE C	48
APÊNDICE D	48

1 RESUMO

O rápido avanço antrópico sobre áreas de florestas, especialmente sobre a Mata Atlântica, tem ocasionado fragmentação e perda de hábitat, causando alterações em padrões e processos ecológicos. A chuva de sementes, dentre esse processos, se destaca pelo seu papel na regeneração florestal. Falhas neste processo podem ocorrer devido à limitação de fonte ou de dispersão de sementes. A limitação de fonte pode ocorrer devido a falhas na polinização, conflitos na alocação de recursos ou predação pré-dispersão, enquanto que a limitação por dispersão é devido à ausência ou baixa abundância dos dispersores nas paisagens. Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo avaliar o efeito da redução da cobertura florestal sobre a fenologia e a chuva de sementes em paisagens antrópicas na Mata Atlântica do sul da Bahia. Para isso foram selecionadas 11 paisagens que compreendem um gradiente de cobertura florestal (9-83%) e instaladas no centro de cada paisagem cinco parcelas de 25 x 4m, mantendo uma distância mínima de 50m entre elas. Em cada parcela foram amostradas todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito maior ou igual a 5 cm ($DAP \geq 5\text{cm}$). A disponibilidade de frutos foi estimada por contagem direta de todos os frutos. Para a chuva de sementes, foi instalada no centro de cada paisagem uma parcela de 0,5 ha (100 x 50 m), onde 15 coletores foram alocados. Foi avaliada a relação entre a perda de cobertura florestal e a riqueza, abundância e diâmetro de frutos e sementes, bem como a biomassa de sementes na chuva de sementes. Após monitorar a fenologia e a chuva de sementes durante doze meses, foi contabilizado um total de 76.199 frutos imaturos pertencentes a 99 espécies, 20.768 frutos maduros pertencentes a 64 espécies para fenologia e 4.240 sementes pertencentes a 171 morfoespécies para a chuva de sementes. A riqueza total de espécies zoocóricas na fenologia e na chuva de sementes foi predominante: 78,8% e 79,7% para frutos imaturos e maduros e 82,5% para chuva de sementes. Porém, ambas foram dominadas por espécies que apresentaram sementes pequenas ($< 1,2\text{ cm}$): 40 espécies para fenologia (frutos

maduros) e 135 morfoespécies para chuva de sementes. Os resultados mostraram que a redução de cobertura florestal não afetou a produção de frutos imaturos e maduros e nem a chuva de sementes, contudo a floresta está perdendo sementes grandes, o que pode acarretar em consequências negativas a longo prazo no avanço sucessional dos fragmentos e na regeneração das paisagens de florestas tropicais.

Palavras chave: perda de hábitat, fenologia, chuva de sementes, mata atlântica.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 – Perda de Habitat

A pressão antrópica sobre os recursos naturais se intensificou nos últimos 50 anos e este aumento é em grande parte devido ao acelerado crescimento populacional, gerando principalmente desmatamento, fragmentação e perda de habitat para dar lugar a áreas urbanas e espaços cultiváveis (Hoekstra *et al.*, 2005; Oosten, 2013). Consequentemente, as alterações na estrutura da paisagem podem provocar mudanças em padrões e processos ecológicos, o que pode em longo prazo comprometer a biodiversidade e a manutenção dos serviços fornecidos pelos ecossistemas (Fahrig, 1997, 2003; Trzcinski *et al.*, 1999; Jordano *et al.*, 2006).

Em geral, a perda de habitat está associada ao processo de fragmentação do habitat. A fragmentação do habitat pode ser definida como um processo em escala de paisagem que envolve a quebra da continuidade do mesmo e a perda de hábitat pode ou não estar associada a este processo (Fahrig, 2003). A literatura sobre fragmentação é extensa, porém, muitos estudos apresentam dificuldades de interpretação dos efeitos da fragmentação *per se* sobre a biodiversidade, pois esses efeitos são medidos em escala de mancha, ao invés de paisagem, e/ou são confundidos com os efeitos negativos da perda de habitat (Fahrig, 2003). Na verdade, uma paisagem fragmentada pode acarretar em um aumento total da riqueza de espécies na paisagem e, ainda, aumento da diversidade de espécies entre os habitats, revelando heterogeneidade entre os mesmos, já que muitas espécies são favorecidas e podem ser encontradas nos novos habitats criados (Andrén, 1994; Pardini, 2004).

Estudos acerca dos impactos antrópicos sobre a biodiversidade mostram que a perda de habitat tem efeitos negativos maiores que os efeitos da fragmentação *per se* sobre os padrões e processos ecológicos (Fahrig, 2003; García & Chacoff, 2006; Quesnelle *et al.*,

2013), podendo este ser fraco e variável entre as espécies estudadas (Trzcinski *et al.*, 1999), positivo, negativo ou até mesmo nulo (Fahrig, 2003; Zaviezo *et al.*, 2006). A retirada do habitat natural pode provocar alterações na permanência e sobrevivência das espécies na paisagem (Cushman, 2006; Zaviezo *et al.*, 2006). A perda de habitat representa maior risco de extinção para mamíferos de grande porte, já que esses animais são mais sensíveis a mudanças na estrutura da paisagem comparados a animais de menor porte (Cardillo *et al.*, 2005). Diante do aumento da pressão antrópica sobre os recursos naturais, a redução de mamíferos de grande porte é acelerada, já que estas mudanças modificam a estrutura da paisagem e reduz a presença de extensas áreas de floresta, necessárias para que estes animais consigam encontrar recursos para sobreviver a longo prazo (Cardillo *et al.*, 2005; Jordano *et al.*, 2006), sem contar com a pressão de caça sobre estes animais, mais visíveis nos fragmentos (Jordano *et al.*, 2006). Além do mais, a perda de habitat interfere no sucesso reprodutivo (Robinson *et al.*, 1995), distribuição (Trzcinski *et al.*, 1999) e tamanho populacional de espécies de aves (Quesnelle *et al.*, 2013), sendo que o sucesso reprodutivo e a distribuição de espécies estão positivamente relacionados com a porcentagem de cobertura florestal na paisagem.

Os dispersores de sementes em florestas tropicais também são afetados pela perda de habitat e essas alterações podem interferir na regeneração da floresta e prejudicar as espécies vegetais que dependem de frugívoros para dispersarem suas sementes (Galetti & Pizo, 1996; Moran & Catterall, 2014). Assim, os frutos zoocóricos acabam caindo sob a planta mãe e não conseguem substituir as árvores, que vão morrer em um dado momento (Jordano *et al.*, 2006). A alteração na fauna dispersora, então, pode provocar alterações na comunidade vegetal como um todo (Jordano *et al.*, 2006; Moran & Catterall, 2014), comprometendo assim a manutenção da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos.

2.2 – Fenologia

A fenologia estuda eventos biológicos repetitivos das plantas, como a floração e frutificação, buscando encontrar padrões, bem como relacioná-los tanto com fatores bióticos quanto abióticos (Pedroni, *et al.*, 2002; Bencke & Morellato, 2002). Assim, este estudo contribui para o entendimento, dentre outros, da dinâmica de recursos na comunidade, o que consequentemente pode influenciar na atividade dos dispersores e vice-versa (Talora & Morellato, 2000; Pedroni *et al.*, 2002).

A baixa taxa de visita dos dispersores às plantas com frutos, baixa abundância e/ou ausência dos dispersores nos fragmentos pode ter profundos impactos para regeneração das florestas, pois este processo está ligado à dispersão de sementes e formação do banco de sementes (Alvarez-buylla & Martinez-ramos, 1990; Penhalber & Vani, 1997; Jordano *et al.*, 2006). Tanto a fauna quanto a flora podem limitar o processo de dispersão de sementes. Assim, o estudo da fenologia traz informações importantes acerca da dinâmica de recursos disponíveis para a comunidade, pois permite avaliar a limitação da fonte ou limitação na atividade dos dispersores. A limitação pela fonte ou produção diz respeito à baixa disponibilidade de frutos pelas plantas como resultado da baixa densidade da população, baixa produção de frutos devido a falhas na polinização ou reserva de recurso, o que influencia na fauna e, consequentemente, o processo de dispersão de sementes (Aizen & Feinsinger 1994, García & Chacoff 2007, Moraes & Sebbenn 2011). Já a limitação pelos dispersores, como o próprio nome sugere, está relacionada à atividade do dispersor que, independente da produção de frutos no ambiente, é restrita (Rother, 2006).

Tendo em vista a crescente preocupação na preservação e restauração das florestas (Oosten, 2013; Aronson & Alexander, 2013), estudos fenológicos se tornam importante ferramenta para conservação da biodiversidade, pois auxiliam no entendimento da reprodução das plantas, consequentemente dos recursos disponíveis na comunidade (Talora & Morellato, 2000).

2.3 – Chuva de sementes

A dispersão de sementes é um dos processos ecológicos importantes para o ciclo de vida de muitas espécies vegetais por unir todo o ciclo reprodutivo dessas plantas, desde a polinização até o recrutamento (Jordano *et al.*, 2006; Carlo *et al.*, 2013). Este processo tem impactos diretos na estrutura genética, por acrescentar genótipos distintos à população, e demográfica da população de plantas, pois os dispersores vão remover as sementes para longe da planta mãe, onde estes propágulos vão apresentar maior chance de recrutar e se estabelecer (Jordano *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2006), já que nas imediações da planta mãe as sementes tem maior chance de serem predadas e sofrer maior competição com a planta mãe e com as sementes que ali caírem.

A chuva de sementes pode ser caracterizada pelos propágulos que chegam à floresta e este é um dos processos ecológicos mais importantes envolvido na regeneração florestal e formação do banco de sementes (Alvarez-buylla & Martinez-ramos, 1990; García & Chacoff, 2006; Guariguata & Ostertag, 2001), sendo assim, este processo auxilia na compreensão da estrutura da floresta. Tendo em vista que a perda de habitat é uma das principais ameaças a biodiversidade responsável pela extinção de muitas espécies (Trzcinski *et al.*, 1999; Brooks *et al.*, 2002; Fahrig, 1997, 2003; García & Chacoff, 2006; Mortelliti *et al.*, 2010; Quesnelle *et al.*, 2013) e da importância dos dispersores de sementes para regeneração das florestas, a ausência ou baixa abundância dos animais frugívoros nos fragmentos pode alterar drasticamente o sucesso reprodutivo das plantas, causando impacto nas interações intraespecíficas e interespecíficas existentes entre os organismos, ocasionando também mudanças na abundância, riqueza e composição de espécies na chuva de sementes (Melo *et al.*, 2007; Costa *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2013). Além do mais, estudos demonstram a alteração na composição e tamanho de sementes entre borda e interior, este último apresentando maior número de espécies e de sementes grandes, o que pode ser ainda maior

em paisagens mais fragmentadas, consequentemente prejudicando o avanço sucessional dos fragmentos e a regeneração florestal (Melo *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2012).

As florestas tropicais apresentam um número variável entre 50 a 90% de espécies de plantas que possuem suas sementes dispersadas por animais (zoocoria), e em muitos desses sistemas tropicais, morcegos e aves representam uma boa parte dos vertebrados frugívoros e desempenham papel significativo na dispersão de sementes (Galindo-Gonzales *et al.*, 2000; Jordano *et al.*, 2006; Sekercioglu, 2006; Moran & Catterall, 2014). Porém, a dinâmica populacional das espécies está ameaçada pelos efeitos negativos da perda de habitat, o que, num efeito cascata, afeta dentre os processos ecológicos a dispersão e chuva de sementes.

Robinson *et al.*, 1995, e Trzcinski *et al.*, 1999, mostraram que a porcentagem de cobertura florestal da paisagem está positivamente relacionada com o sucesso reprodutivo e a distribuição de espécies de aves, respectivamente, enquanto que Quesnelle *et al.*, 2013, mostrou que a perda de habitat afeta negativamente o tamanho populacional de espécies de aves. Contudo, estudos recentes demonstram a importância da análise de outras métricas na paisagem, pois as respostas das espécies podem ser variáveis entre as diferentes escalas espaciais (Boscolo & Metzger, 2009; Moran & Catterall, 2014). Apesar dessa importância, pesquisas têm demonstrado que a análise de quanto de habitat é suficiente na paisagem para conservação mínima de padrões e processos ecológicos é primordial (Trzcinski *et al.*, 1999; Fahrig, 2003; Faria, 2002; Faria *et al.*, 2006, 2007; Pardini, 2004; García-Marmolejo *et al.*, 2015).

A cobertura florestal da paisagem desempenha importante papel na distribuição e abundância dos animais frugívoros em detrimento do tamanho individual dos fragmentos (Andrén, 1994; García & Chacoff, 2006; Martensen, 2008; Moran & Catterall, 2014; García-Marmolejo *et al.*, 2015). Assim, devido ao aumento da pressão antrópica sobre os recursos naturais e alteração dos animais frugívoros na paisagem, seja por fragmentação, perda de

habitat, defaunação ou outros fatores, a chuva de sementes poderá ser afetada, alterando também o potencial natural de regeneração dos ambientes.

Capítulo 1: Efeito da redução da cobertura florestal na paisagem sobre a fenologia e a chuva de sementes na Floresta Atlântica do sul da Bahia

3 INTRODUÇÃO

A perda de habitat é uma das principais ameaças a biodiversidade sendo responsável pela extinção de muitas espécies (Trzcinski *et al.*, 1999; Brooks *et al.*, 2002; Fahrig, 1997, 2003; García & Chacoff, 2006; Mortelliti *et al.*, 2010; Quesnelle *et al.*, 2013). Em geral, este processo está associado à fragmentação do habitat e os efeitos de ambos sobre a biodiversidade muitas vezes são confundidos (Fahrig, 2003). A literatura é vasta e mostra que a perda de habitat tem efeitos negativos maiores que os efeitos da fragmentação *per se* (Fahrig, 2003; García & Chacoff, 2006; Quesnelle *et al.*, 2013). Em geral, estes efeitos são variáveis entre as espécies estudadas (Trzcinski *et al.*, 1999) podendo ser nulo, negativo ou positivo (Fahrig, 2003; Zaviezo *et al.*, 2006), uma vez que muitas espécies são favorecidas e podem ser encontradas nos novos habitats criados (Andrén, 1994; Pardini, 2004).

Mudanças em padrões e processos ecológicos provocados pela sinergia dos efeitos da perda de habitat e da fragmentação florestal podem impactar a estrutura da floresta além de provocar modificações nas condições microclimáticas advindas, por exemplo, do efeito de borda (Murcia, 1995; Rocha-santos *et al.*, 2016). As referidas mudanças afetam a reprodução, a sobrevivência e a permanência de indivíduos nos fragmentos, gerando consequências para a composição de espécies a longo prazo (Burgess *et al.*, 2006; Melo *et al.*, 2007; Rocha-santos *et al.*, 2016). Essas alterações ainda podem trazer implicações para as interações animal-planta em geral. Um exemplo é a eliminação de aves e mamíferos de grande porte que dispersam as sementes grandes, com possível aumento de espécies pioneiras e abióticas nas áreas perturbadas e redução da disponibilidade de sementes grandes (Melo *et al.*, 2007; Costa *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2013). Estas alterações são em geral maiores em fragmentos imersos em paisagens mais desflorestadas, impedindo os fragmentos de atingir estágios mais avançados de sucessão (Costa *et al.*, 2012). Assim, essas alterações podem ter profundos impactos nas interações animal-planta, modificando processos ecológicos cruciais para

manutenção da biodiversidade, como a dispersão de sementes (Jordano *et al.*, 2006; Carlo *et al.*, 2013).

A chuva de sementes é um dos processos ecológicos mais importantes envolvidos na regeneração florestal e formação do banco de sementes (Alvarez-buylla & Martinez-ramos, 1990; Guariguata & Ostertag, 2001). Estudos realizados em paisagens da Mata Atlântica demonstraram a alteração na diversidade e composição de espécies da chuva de sementes devido à reduzida disponibilidade de habitat e aumento de isolamento dos fragmentos na paisagem, destacando a reduzida disponibilidade de sementes grandes que chegam aos fragmentos, tendo consequências no avanço sucessional dos mesmos (Costa *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2013).

A chuva de sementes pode ser afetada por perturbações antrópicas devido principalmente a limitação de produção e/ou de dispersão. A limitação de produção ou fonte ocorre por falhas na polinização, conflito na alocação de recurso e predação pré-dispersão (Aizen & Feinsinger 1994, García & Chacoff 2007, Moraes & Sebbenn 2011; Garibaldi *et al.*, 2016). A limitação de dispersão é resultado da baixa ocorrência ou ausência de dispersores nos fragmentos. Assim, independente da quantidade de sementes produzidas, estas podem estar limitadas pela ausência ou redução dos dispersores de sementes, podendo trazer consequências demográficas e genéticas para as populações de plantas (Rother, 2006; Jordano *et al.*, 2006). Isso é particularmente importante em florestas tropicais onde cerca de 50 a 90% das espécies de plantas possuem sementes dispersas por animais (Jordano *et al.* 2006). Nesse sentido, o acompanhamento fenológico e o estudo da chuva de sementes em paisagens perturbadas e ajudam na compreensão do potencial de regeneração desses ambientes (Costa *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2013), além de ser uma ferramenta importante para elaboração de estratégias efetivas de manejo, recuperação e restauração de áreas.

Mediante ao exposto, este estudo teve o intuito de avaliar a fenologia e a chuva de

sementes em paisagens antrópicas de Mata Atlântica no sul da Bahia, em 11 paisagens que compreendem um gradiente de cobertura florestal (9-83%). Nós avaliamos a fenologia de espécies arbóreas e a chuva de sementes em termos de riqueza de espécies, abundância de frutos e sementes e diâmetro de sementes. Ainda para a chuva de sementes foi avaliada a biomassa de sementes.

Estudos prévios nas mesmas paisagens estudadas mostram que a perda de cobertura florestal afeta negativamente a abundância de aves frugívoras bem como a biomassa de frutos zoocóricos produzidos principalmente pelas espécies tolerantes a sombra (Morante-filho *et al.*, 2015; Pessoa *et al.*, submetido), o que, conseqüentemente, pode levar a alterações na chuva de sementes. Além disso, as conseqüências das alterações microclimáticas advindas dos efeitos de borda, como a maior entrada de luz na floresta pode ter efeitos variáveis sobre a reprodução de plantas (Burgess *et al.*, 2006). A redução de floresta na paisagem pode ocasionar a redução da densidade de polinizadores, limitando assim a produção de frutos per capita disponíveis para os frugívoros nas paisagens (Garibaldi *et al.*, 2016). Desta forma, as seguintes hipóteses foram avaliadas: (i) A riqueza de espécies tanto da fenologia quanto da chuva de sementes irá diminuir com a redução da cobertura florestal, juntamente com a riqueza de espécies zoocóricas e de espécies com sementes grandes. Por outro lado, espera-se que a riqueza de espécies abióticas e com sementes pequenas, aumentem com a redução da cobertura florestal; (ii) a proporção de frutos e sementes zoocóricos será maior em áreas de maior porcentagem de cobertura florestal; (iii) as sementes com maior diâmetro tanto da fenologia quanto da chuva de sementes serão encontradas em maior quantidade nas áreas com maior porcentagem de cobertura florestal na paisagem e (iv) a biomassa das sementes da chuva de sementes será maior em áreas menos florestadas devido ao maior número de espécies e sementes pioneiras nas áreas.

4 METODOLOGIA

4.1 – Área de estudo

O estudo foi realizado em paisagens situadas no nordeste brasileiro, na região Sul do estado da Bahia. A região constitui um importante centro de endemismo para muitas espécies da fauna e da flora (Araujo *et al.*, 1998; Pardini, 2004). O clima desta região caracteriza-se pelos tipos úmidos e subúmidos, apresentando temperatura e pluviosidade anual média de 24° e 1.500mm, respectivamente, sendo o regime de chuvas regular ao longo do ano, sem uma marcante variação sazonal (Bahia, 1997; Faria, 2002). Esta região é formada por um mosaico florestal que inclui remanescentes de florestas maduras, florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão, plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*), seringais (*Hevea brasiliensis*) e áreas de silvicultura (Faria *et al.*, 2007).

4.2 – Desenho amostral

O presente trabalho faz parte da REDE SISBIOTA, rede de pesquisa em funcionamento ecológico de paisagens florestais, que investiga de que forma a perda de cobertura florestal afeta processos e padrões regionais de biodiversidade em paisagens antrópicas.

Foi identificada previamente a região entre os rios Jequitinhonha e Contas, na qual ainda podem ser encontrados trechos representativos de Mata Atlântica, que apresentam solo, composição florística e topografia semelhantes. Esta região foi mapeada através da imagem de satélites de alta resolução (QuickBird e WorldView, a partir de 2011) ou que já estavam disponíveis (RapidEye, 2009-2010). Através dessas imagens foi possível separar as diferentes categorias florestais, seguindo tipologias fornecidas pelo IBGE, e para o presente estudo foram consideradas apenas fragmentos de floresta nativa. Em seguida, foi realizado um processo intensivo de campo, a partir do qual foi possível elaborar um mapa de uso da terra

para uma área de 3.470 Km², incluindo os municípios de Belmonte, Una, Santa Luzia, Mascote e Canavieiras, cujas coordenadas do centro da área de amostra são S 15° 28', W 39° 15'.

Com base nesse mapeamento, foram identificados 58 sítios potenciais, todos localizados dentro de fragmentos de floresta nativa. Utilizou-se o ArcGis (10,2) para cálculo da cobertura florestal (%) em um raio de 2 Km à partir do centro de cada sítio, resultando numa paisagem de aproximadamente 13 Km². O raio de 2 km foi selecionado uma vez que essa escala foi considerada a melhor escala de resposta para aves (Morante-filho *et al.*, 2015), que consistem um dos principais grupos de dispersores de sementes (Moran & Catterall, 2014). Para o cálculo de cobertura florestal foi excluída as plantações sombreadas de cacau, bem como eucaliptais, sendo considerada apenas floresta nativa. Para o presente trabalho foram sorteadas 11 paisagens, com distância mínima de 2 km, que compreendem um gradiente de 9% a 83% de cobertura florestal (Figura 1).

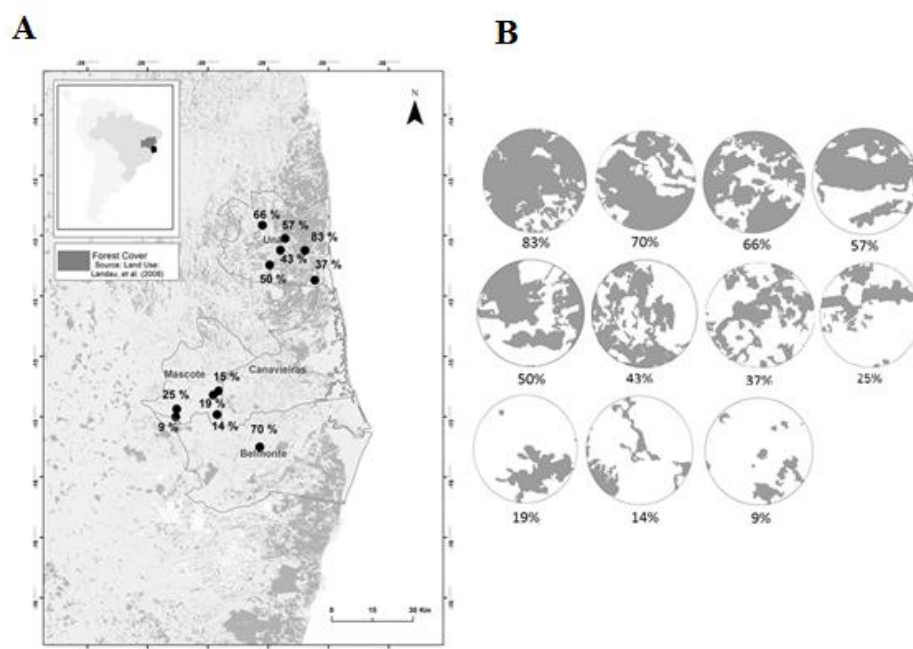


Figura 1 - (a) Mapa da região de pesquisa mostrando a localização dos sítios selecionados para o presente estudo. (b) detalhe do mapeamento da cobertura florestal remanescente (cinza) em 11 paisagens (~13km²), ilustrando um gradiente decrescente de cobertura florestal (%).

4.3 – Fenologia Reprodutiva

O acompanhamento fenológico foi realizado em dez das onze paisagens estudadas, com exceção da paisagem de 66% de cobertura florestal. No centro dessas paisagens foram estabelecidas cinco parcelas de 25 x 4m, totalizando 1 ha amostrado por paisagem. Mantivemos uma distância mínima de 50m entre as parcelas e pelo menos 100m de distância das bordas da floresta. Contudo, em alguns casos devido à configuração geométrica dos sítios florestais, a distância mínima das bordas definida a priori foi prejudicada e por isso algumas parcelas foram estabelecidas a 30m das bordas da floresta. Porém um estudo prévio nas mesmas paisagens indicou que a distância das parcelas até a borda não influenciou na biomassa de frutos produzidos (Pessoa *et al.*, submetido). Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito maior ou igual a 5 cm ($DAP \geq 5cm$). Estes indivíduos tiveram sua fenologia reprodutiva acompanhada mensalmente de março de 2013 a fevereiro de 2014. Foi registrada a presença ou ausência de botões e flores em antese para a fenofase de floração e os frutos disponíveis foram estimados por contagem direta com auxílio de um binóculo de 10x50mm para a fenofase de frutificação. Para as nossas estimativas, procurou-se pelo menos quatro ramos com uma boa visualização onde todos os frutos foram contabilizados e multiplicados pelo número de ramos em frutificação. Para o presente trabalho apenas a fenofase de frutificação (frutos maduros e imaturos) foi considerada.

Os frutos imaturos também foram considerados nas análises uma vez que foi observada uma grande redução no número de frutos imaturos para maduros. Embora isso possa ocorrer devido ao aborto natural, não podemos descartar que eventos de dispersão possam ter ocorrido entre as observações mensais, uma vez que um mês pode ser tempo suficiente para o amadurecimento dos frutos de algumas espécies. Aproximadamente 20 frutos maduros de cada espécie foram coletados, em pelo menos cinco árvores distintas, e

levadas ao laboratório. Com auxílio de um paquímetro mediu-se o comprimento e o diâmetro dos frutos e das sementes e estes posteriormente foram armazenados em álcool 70% (Martini, 2002). As espécies foram identificadas por comparação com espécimes presentes no herbário da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), herbário André Maurício Vieira de Carvalho no Centro de Pesquisas de Cacau (CEPEC) e com ajuda de um parataxonomista local. Algumas famílias, como Myrtaceae e Rubiaceae, foram confirmadas com auxílio de especialistas.

4.4 – Chuva de sementes

No centro de cada sítio, nas 11 paisagens, foi instalada uma parcela de 0,5 ha (100m x 50m), onde foram instalados aleatoriamente 15 coletores. Os coletores foram confeccionados com tubos de PVC de 20 mm de diâmetro e 0,5 m de altura, arame galvanizado e área quadrangular de 0,25 m² de tela de náilon com malha de 5 x 1 mm (adaptado de Campos et al., 2009).

As sementes presentes nos coletores foram recolhidas mensalmente durante o período de março de 2013 a fevereiro de 2014 e este intervalo mensal entre as coletas foi baseado em um estudo prévio (Vieira & Ganddolfi, 2006), no qual, durante este intervalo, os autores não observaram perda de material por apodrecimento. As sementes coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos etiquetados, levadas para a secagem em estufa e em seguida triadas em laboratório, feita a pesagem da biomassa numa balança analítica digital e com auxílio de um paquímetro mediu-se o comprimento e diâmetro das sementes. Posteriormente, as sementes foram armazenadas em álcool 70% (Martini, 2002). As sementes foram classificadas em morfoespécie ou sempre que possível identificada a nível de espécie. Como critério de inclusão, apenas as sementes que se apresentaram inteiramente livres do fruto foram contabilizadas nas análises, pois os frutos inteiros que ficaram retidos nos

coletores não devem ser considerados como provenientes da dispersão (Rother, 2006). As sementes que se apresentavam parcial ou totalmente junto ao fruto foram levadas para laboratório apenas para auxiliar na identificação das espécies.

4.5 – Classificação de frutos e sementes

A classificação das espécies quanto à síndrome de dispersão (zoocórica ou abiótica) foi baseada na literatura (Lorenzi, 2002a; Lorenzi, 2002b; Camargo *et al.*, 2008; Lorenzi *et al.*, 2012; Cornejo & Janovec, 2010; Lorenzi, 2011) e em experiência prévia dos autores. Já o critério utilizado para classificar as sementes em grandes ou pequenas foi baseado em trabalhos de frugivoria que apontam que até 1,2 cm de diâmetro, a grande maioria dos frugívoros, incluindo os da família Turdidae, consegue consumir os frutos e, acima deste, apenas as aves grandes, como os tucanos e as jacutingas, e os mamíferos conseguem consumir (Galetti *et al.*, 2013; Bello *et al.*, 2015).

4.6 – Análise de dados

Foi utilizada uma abordagem de seleção de modelos para avaliar a relação entre a perda de cobertura florestal e a riqueza de espécies e abundância total (número de frutos e sementes), diâmetro de sementes tanto para a fenologia quanto para a chuva de sementes e a proporção dos seguintes grupos funcionais: riqueza e abundância de espécies zoocóricas e com sementes grandes. Ainda, para chuva de sementes foi avaliada a relação entre a perda de cobertura florestal e a biomassa de sementes. Para tal, foi utilizado o modelo nulo, o modelo linear (ML) e dois modelos não lineares (Power-law e o quadrático).

O modelo nulo foi utilizado a fim de testar ausência de relação entre as variáveis e o ML para verificar se existe uma relação contínua entre as variáveis. Apenas para riqueza de espécies de frutos e sementes total foi incluído o modelo quadrático, uma vez que com base nas nossas hipóteses esperávamos uma maior riqueza de frutos e sementes zoocóricos em

áreas de maior porcentagem de cobertura florestal e maior riqueza de frutos e sementes abióticos em áreas de menor porcentagem de floresta, portanto esperávamos que a redução da cobertura florestal influenciasse negativamente a riqueza de espécies zoocóricas e positivamente a riqueza de espécies abióticas, se ajustando a um modelo quadrático (parábola com concavidade para cima).

Baseado na informação do critério de Akaike corrigido (AICc) e a informação do peso de Akaike (wAICc), o modelo mais verossímil foi aceito. Para um modelo ser considerado mais plausível, é necessário apresentar o menor valor de dAICc e peso (wAICc) pelo menos duas vezes o peso do segundo melhor modelo (Pinheiro & Bates, 2000). Porém, quando dois ou mais modelos apresentam valores de dAICc menor que dois, ambos são considerados igualmente plausíveis e para decidir o melhor modelo, nós usamos o wAIC. O valor de wAICc varia de 0 a 1 e indica a probabilidade de um modelo ser o melhor (Bolker, 2007). Por exemplo, se wAICc de um dado modelo é 0,68, podemos interpretar que aquele modelo apresenta chance de 68% ser o mais plausível dentre os modelos avaliados. Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Development Core Team 2015), versão 3.2.2, usando o pacote “bbmle”.

5 RESULTADOS

5.1 – Fenologia

Após um período de 12 meses, um total de 1.004 indivíduos, pertencentes a 370 espécies foram acompanhados. Destes, apenas 189 indivíduos (17,8%), pertencentes a 109 espécies (29,5%) frutificaram. Os indivíduos avaliados produziram um total de 76.199 frutos imaturos pertencentes a 99 espécies e 20.768 frutos maduros pertencentes a 64 espécies, nos dez sítios analisados (Tabela 1). Espécies zoocóricas foram predominantes e representaram 78,8% das espécies que produziram frutos imaturos (N=78) e 79,7% das espécies que produziram frutos maduros (N=51). A produção de frutos maduros foi dominada por espécies que apresentam sementes pequenas (< 1,2 cm), representando 78,4% do total (N=40). Em toda fenologia, apenas 3.371 frutos maduros (18,6%) apresentaram sementes grandes. As famílias mais representativas foram Fabaceae (51 espécies), Myrtaceae (45 espécies), Sapotaceae (25 espécies), Euphorbiaceae (21 espécies) e Lauraceae (15 espécies). Arecaceae foi responsável por uma grande produção de frutos maduros e as espécies mais representativas foram *Euterpe edulis*, *Syagrus bontryophora*, *Allagoptera caudescens* e *Bactris ferruginea*.

Tabela 1 – Número total de espécies e abundância de frutos maduros para a fenologia no decorrer de um ano em cada sítio ao longo do gradiente de cobertura florestal em remanescentes de Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.

Porcentagem de Cobertura florestal (%)	Riqueza de espécies	Riqueza de espécies zoocóricas	Riqueza de espécies abióticas	Abundância de frutos	Abundância de frutos zoocóricos	Abundância de frutos abióticos
83,3	9	7	2	752	732	20
70,1	6	5	1	181	170	11
50,6	7	6	1	250	248	2
43,3	4	3	1	700	300	400
42,7	8	6	2	3518	3317	201
37,1	17	13	4	6204	5507	697
24,6	3	2	1	300	250	50
18	7	7	0	3892	3892	0
13,8	7	7	0	3644	3644	0
9,2	3	2	1	1327	64	1263

A perda de cobertura florestal não afeta a riqueza de espécies e abundância total de frutos imaturos e maduros produzidos pelas espécies arbóreas ao longo de um ano (modelo nulo selecionado) (Figura 2, Apêndice A e B). Para os frutos maduros produzidos ao longo de um ano, a proporção de espécies e frutos zoocóricos, bem como a proporção de espécies com sementes grandes também foi constante ao longo do gradiente de cobertura florestal (modelo nulo selecionado) (Figura 2, Apêndice B). Apenas a proporção do número de frutos maduros com sementes grandes foi influenciada negativamente pela redução da cobertura florestal (modelo linear selecionado) (Figura 2, Apêndice B). A perda de cobertura florestal também não influenciou o número de espécies e indivíduos produzindo frutos maduros e a proporção dos grupos funcionais avaliados (Apêndice B).

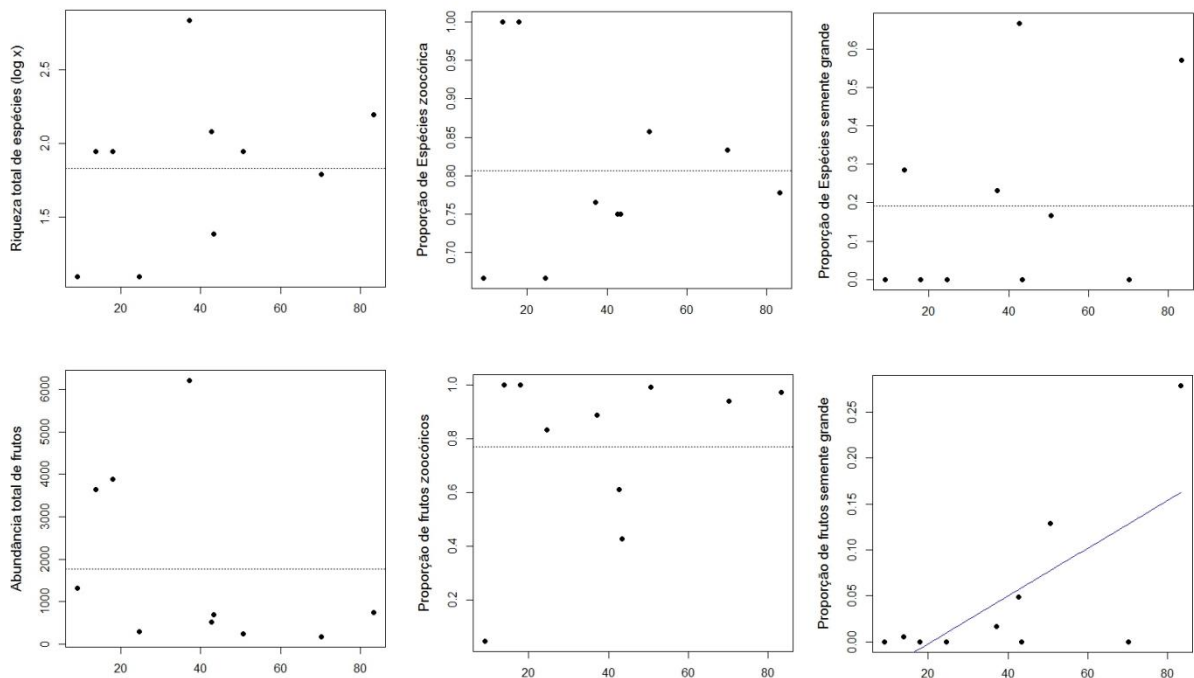


Figura 2 – Relação entre as variáveis de riqueza de espécies e abundância total de frutos maduros, proporção de espécies e frutos maduros zoocóricos, bem como proporção de espécies e frutos maduros com sementes grandes para a fenologia com a cobertura florestal

numa escala de paisagem na Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. As linhas tracejadas em preto representam o modelo nulo e a linha contínua azul o modelo linear.

5.2 – Chuva de sementes

Um total de 4.240 sementes pertencentes a 171 morfoespécies foram coletadas nos 11 sítios avaliados durante os doze meses de estudo (Tabela 2). Assim como na fenologia, a riqueza de espécies zoocóricas foi predominante: 82,5% (141 morfoespécies). Porém a chuva de sementes foi fortemente dominada por espécies que apresentam sementes pequenas ($< 1,2$ cm): 135 morfoespécies (95,7%). Em toda a chuva de sementes apenas 18 sementes (1,4%) foram classificadas como grandes ($> 1,2$ cm). A biomassa total registrada foi de 143,8 g e desta 79,8% corresponde a sementes zoocóricas. Vale ressaltar que uma única espécie com dispersão anemocórica da família Asteraceae, gênero *Mikania* esteve presente em nove sítios florestais e foi responsável pela produção de 2.596 sementes no total. Desta maneira a presença desta espécie nos coletores aumentou desproporcionalmente a proporção do número de sementes abióticas nas áreas com muita floresta na paisagem. Por essa razão, excluímos as sementes desta espécie das análises, mas o padrão incluindo a presença da espécie pode ser verificado no material suplementar (Apêndice C). Ressaltamos ainda que enquanto o acompanhamento fenológico foi realizado apenas com as espécies arbóreas, na chuva de sementes estavam presentes também espécies de outros estratos como arbustos e lianas.

Tabela 2 – Número total de espécies, abundância de sementes e biomassa da chuva de sementes no decorrer de um ano em cada sítio ao longo do gradiente de cobertura florestal em remanescentes de Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.

Porcentagem de Cobertura florestal (%)	Riqueza de espécies	Riqueza de espécies zoocóricas	Riqueza de espécies abióticas	Abundância de sementes	Abundância de sementes zoocóricas	Abundância de sementes abióticas	Biomassa total	Biomassa de sementes zoocóricas	Biomassa de sementes abióticas
83,3	17	13	4	98	16	82	1,4	1,3	0,1

70,1	27	18	9	324	61	263	3,9	2	1,9
63,7	29	24	5	412	46	366	18,8	17,3	1,5
50,6	28	24	4	615	133	482	28,5	27,7	0,8
43,3	29	19	10	380	26	354	6,3	4,2	2,1
42,7	25	21	4	708	292	416	9,9	9,6	0,3
37,1	44	31	13	1039	396	643	27,2	17,4	9,8
24,6	22	10	12	105	32	73	12,4	3,1	9,3
18	26	24	2	323	165	158	29,5	29,3	0,2
13,8	15	8	7	104	41	63	3,5	1,2	2,3
9,2	26	19	7	132	52	80	2,3	1,4	0,9

A riqueza de espécies e abundância total de sementes foi constante ao longo do gradiente de cobertura florestal (modelo nulo selecionado) (Figura 3, Apêndice D). A proporção de espécies e de sementes zoocóricas, bem como a proporção de espécies com sementes grandes e proporção de sementes grandes também foi constante ao longo do gradiente de cobertura florestal (modelo nulo selecionado) (Figura 3, Apêndice D).

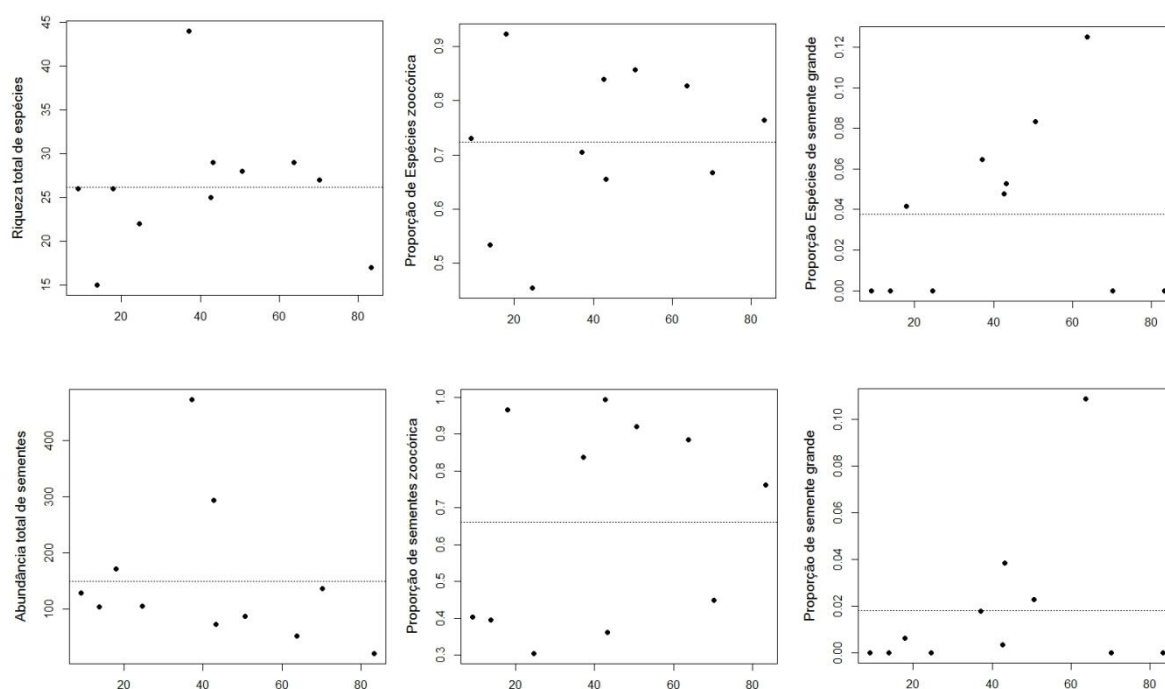


Figura 3 – Relação entre as variáveis de riqueza e abundância total de espécies e proporção de riqueza de espécies e abundância de sementes, bem como proporção de espécies e sementes grandes da chuva de sementes com a cobertura florestal numa escala de paisagem na Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. As linhas tracejadas em preto representam o modelo nulo.

A biomassa de sementes também se manteve constante ao longo do gradiente de cobertura florestal (modelo nulo selecionado, Apêndice D), assim como o diâmetro das sementes (modelo nulo selecionado) (Apêndice D).

6 DISCUSSÃO

O presente trabalho demonstrou que a redução de floresta na paisagem não afeta a quantidade de frutos imaturos e maduros produzidos pela comunidade arbórea nem a chuva de sementes, sugerindo que não existe limitação de fonte ou de dispersão de sementes nas paisagens estudadas. Porém, apesar da produção geral de frutos ser constante ao longo do gradiente de cobertura florestal, foi encontrada uma reduzida proporção de indivíduos com sementes grandes na fenologia em áreas desflorestadas. Além disso, em todas as áreas a quantidade de sementes grandes presente na chuva de sementes foi extremamente baixa, podendo indicar falha de dispersores de grande porte nas áreas, o que traz consequências importantes para a regeneração das paisagens em florestas tropicais.

A produção de frutos imaturos e maduros registrados para as árvores ao longo do gradiente de cobertura florestal em um ano de acompanhamento fenológico foi constante. Isso pode indicar que pelo menos para a comunidade arbórea avaliada não foi detectado limitação de fonte, ou seja, não houve falhas na polinização ou aumento da predação pré-dispersão nas áreas com menos floresta na paisagem. Assim, aparentemente a floresta consegue manter frutos e recursos para os frugívoros, independente da porcentagem de cobertura florestal na paisagem. Porém, é importante ressaltar que pode existir alternância de grupos funcionais onde espécies pioneiras proliferem em áreas muito fragmentadas (Freitas *et al.*, 2013). Essas espécies produzem grandes quantidades de frutos e sementes (Costa *et al.*, 2012), o que pode mascarar as respostas da produção de frutos às perturbações na paisagem. Sabe-se, por exemplo, que nas mesmas paisagens a biomassa de frutos produzidos pelas espécies tolerantes a sombra diminui com a redução de cobertura florestal na paisagem (Pessoa *et al.*, submetido).

Os resultados demonstram que de maneira geral não existe limitação de dispersão e as sementes chegam a todas as paisagens avaliadas, uma vez que o número de espécies e de

sementes presentes na chuva de sementes foi constante ao longo do gradiente de cobertura florestal. Contudo, pesquisas desenvolvidas nas mesmas paisagens indicam que a redução de cobertura florestal teve efeito negativo sobre as aves frugívoras (Morante-filho *et al.*, 2015). No entanto, frugívoros generalistas que aumentam em abundância nas áreas desflorestadas podem dispersar as sementes, principalmente as sementes pequenas que predominaram nas áreas avaliadas. Em florestas tropicais, a chuva de sementes se constitui uma importante fonte para manutenção das florestas e regeneração das paisagens (Loiselle *et al.*, 1996). Nesse contexto, as paisagens analisadas podem apresentar dificuldade no avanço sucessional, uma vez que os frugívoros generalistas podem estar limitados no que diz respeito à dispersão de sementes grandes, típicas de estágios mais avançados de sucessão (Melo *et al.*, 2010; Moran & Catterall, 2014).

A fenologia mostra que os frutos com sementes grandes estão sendo produzidos pela comunidade arbórea, embora proporcionalmente o número de indivíduos reduza em áreas com pouca floresta, porém, falham em atingir os fragmentos. Isso sugere falha na dispersão de sementes destas espécies. A região de estudo é altamente defaunada devido à caça excessiva, onde mamíferos de grande porte como antas e queixadas estão extintos (Canale *et al.*, 2012). Além disso, aves de grande porte e mamíferos dispersores estão presentes em baixa densidade (Cassano, 2006; Morante-filho *et al.*, 2015). Os animais de grande porte são os mais afetados pela perda e fragmentação do habitat, pois são mais sensíveis a mudanças na estrutura da paisagem que animais de menor porte (Cardillo *et al.*, 2005). Além do mais, a pressão de caça sobre esses animais em paisagens mais fragmentadas é maior, já que ficam mais visíveis a caçadores (Jordano *et al.*, 2006). Diante disso, as sementes grandes podem ficar mais expostas ao ataque de agentes patógenos e predadores, trazendo como consequência a limitação no recrutamento dessas espécies (Galetti *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2015; Rocha-santos *et al.*, 2016). Nesse contexto, a reduzida disponibilidade de sementes grandes ao longo do gradiente

de cobertura florestal na chuva de sementes mostra que a regeneração florestal e o fornecimento de serviços ecossistêmicos podem estar comprometidos. A baixa quantidade de sementes grandes indica um agravante, pois os fragmentos florestais podem falhar em atingir estágios sucessionais mais avançados (Costa *et al.*, 2012).

Apesar de não ter sido observada alterações nem na fenologia nem na chuva de sementes ao longo do gradiente de cobertura florestal, a floresta está perdendo sementes grandes e isso traz sérias implicações para a sucessão ecológica nos fragmentos e para regeneração das florestas, podendo trazer consequências para as mudanças climáticas, já que muitas espécies com sementes grandes contribuem consideravelmente para o estoque de carbono nas florestas (Bello *et al.*, 2015). A chuva de sementes é dominada por espécies que apresentam sementes pequenas e isso pode ser reflexo do alto nível de perturbação dos fragmentos (Freitas *et al.*, 2013). Além do mais, a floresta Atlântica do sul da Bahia já perdeu boa parte da fauna de grande porte e qualquer estratégia de conservação deve levar em consideração a defaunação da região e a escassez de sementes grandes que chegam às áreas.

7 CONCLUSÕES

A rápida conversão das paisagens florestadas em ambientes cultiváveis ou áreas urbanas atrai atenção de pesquisadores, visto que a perda da biodiversidade pode levar a eliminação de grupos funcionais e causar impactos nos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, o presente trabalho possibilitou verificar que apesar da redução da cobertura florestal não influenciar a riqueza de espécies e abundância de frutos e sementes como um todo, os fragmentos remanescentes, imersos em paisagens antropizadas, podem apresentar dificuldades no avanço sucessional devido a quantidade extremamente reduzida de sementes grandes disponíveis, trazendo consequências em longo prazo para o funcionamento ecossistêmicos e manutenção da biodiversidade.



Fotos: Mariana Coelho

LEGENDAS DA PRANCHA

- A – Semente de uma espécie com dispersão zoocórica
- B – Semente abiótica abundante nas áreas
- C – Semente e fruto de *Margaritaria nobilis*
- D – Semente de uma espécie com dispersão zoocórica
- E – Semente de uma espécie com dispersão abiótica
- F – Semente de uma espécie da família Asteraceae
- G – Semente de *Euterpe edulis*
- H – Semente zoocórica abundante nas áreas
- I – Semente de *Ormosia arborea*
- J – Semente zoocórica abundante nas áreas
- K – Semente abiótica abundante nas áreas
- L – Semente de uma espécie da família Sapotaceae

REFERÊNCIAS

- Aizen, M., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330–351.
- Alvarez-buylla, E. R., & Martinez-ramos, M. (1990). Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia*, 84, 314–325.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71, 355–366.
- Araujo, M., Alger, K., Rocha, R., & Mesquita, C. A. B. (1998). *A mata atlântica do sul da bahia*.
- Aronson, J., & Alexander, S. (2013). Steering Towards Sustainability Requires More Ecological Restoration. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 11(2), 127–137.
- Bahia. (1997). *Programa de Desenvolvimento Regional Sustentável do Sul da Bahia*.
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., ... Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1–10.
- Bencke, C. S. C., & Morellato, L. P. C. (2002). Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(2), 237–248.
- Bolker, B. (2007). *Ecological Models and Data in R*.
- Bongers, F., Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2002). The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5), 223–230.
- Bongers, F., Schnitzer, S. A., & Traore, D. (2002). The importance of lianas and consequences for forest management in west africa. *Bioterre*, 59–70.
- Boscolo, D., & Metzger, A. J. P. (2009). Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales ? *Landscape Ecol*, 24, 907–918. <http://doi.org/10.1007/s10980-009-9370-8>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. a., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. a. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., ... Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4), 909–923. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>
- Burgess, V. J., Kelly, D., Robertson, A. W., & Ladley, J. J. (2006). Positive effects of forest edges on plant reproduction : literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *New Zealand Journal of Ecology*, 30(2),

179–190.

- Camargo, J. L., Ferraz, I. D. K., Mesquita, M. R., Santos, B. A., Brun, H. D (2008). Guia de propágulos da Amazônia. Vol.1, 168p.
- Campos, É. P. De, Vieira, M. F., Francisco, A., Martins, S. V., Carmo, F. M. da S., Moura, V. M., & Ribeiro, A. S. de S. (2009). Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, 23(2), 451–458.
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., & Kierulff, M. C. M. (2012). Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7(8), 1–9. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-emonds, O. R. P., Sechrest, W., & Purvis, A. (2005). Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*, 309, 1239–1241.
- Carlo, T. ., Garcia, D. ., Martinez, D. ., Gleditsch, J. ., & Morales, J. (2013). Where do seeds go when they go far? Distance and directionality of avian seed dispersal in heterogeneous landscapes ´. *Ecology*, 94(2), 301–307.
- Cassano, C. R. (2006). *Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (Bradypus torquatus Illiger , 1811) no sul da Bahia*.
- Costa, J. B. P., Melo, F. P. L., Santos, B. A., & Tabarelli, M. (2012). Acta Oecologica Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. *Acta Oecologica*, 39, 61–66. <http://doi.org/10.1016/j.actao.2011.12.002>.
- Cornejo, F., Janovec, J (2010). Seeds of Amazonian Plants.155p.
- Cushman, S. a. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128, 231–240. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wild. Manage*, 61(3), 603–610.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Faria, D. (2002). *Comunidade de morcegos em uma paisagem Fragmentada da mata atlântica do sul da bahia, brasil*.
- Faria, D., Laps, R. R., Baumgarten, J., & Cetra, M. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest

- of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 15, 587–612.
<http://doi.org/10.1007/s10531-005-2089-1>
- Faria, D., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Laps, R. R., & Baumgarten, J. (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2335–2357.
<http://doi.org/10.1007/s10531-007-9189-z>
- Freitas, C. G., Dambros, C., & Camargo, C. J. L. (2013). Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. *Acta Oecologica*, 53, 49–55.
<http://doi.org/10.1016/j.actao.2013.08.005>
- Galetti, M. ., & Pizo, M. (1996). Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba*, 4(2), 103–105.
- Galetti, M., Bovendorp, R. S., & Guevara, R. (2015). Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*, 3, 824–830. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.008>
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M. C., Fadini, R., Matter, S. Von, Leite, A. B., ... Jordano, P. (2013). Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, 340, 1086–1090.
- Galindo-Gonzalez, J. ., Guevara, S. ., & Sosa, V. (2000). Bat- and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Conservation Biology*, 14(6), 1693–1703.
- García, D., & Chacoff, N. P. (2006). Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. *Conservation Biology*, 1–12.
<http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00593.x>
- García-Marmolejo, G., Chapa-Vargas, L., Weber, M., & Huber-Sannwald, E. (2015). Landscape composition influences abundance patterns and habitat use of three ungulate species in fragmented secondary deciduous tropical forests, Mexico. *Global Ecology and Conservation*, 3, 744–755. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.009>
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-herren, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., ... Blochtein, B. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271), 388–391.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession : changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206.

- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A., & Silva, W. R. (2006). Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação (Vol. 5, pp. 1–26).
- Loiselle, B. A., Ribbens, E., & Vargas, O. (1996). Spatial and Temporal Variation of Seed Rain in a Tropical Lowland Wet Forest. *Biotropica*, 28(1), 82–95.
<http://doi.org/10.2307/2388773>
- Lorenzi, H., Kahn, F., Noblick, L. R., Ferreira, E (2010). Flora brasileira. 368p
- Lorenzi, H (2002a). Árvores brasileiras. Vol. 1, 368p.
- Lorenzi, H (2002b). Árvores brasileiras. Vol. 2, 368p.
- Lorenzi, H (2011). Árvores brasileiras. Vol. 3, 384p.
- Martensen, A. C. (2008). *Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat.*
- Martini, A. M. Z. (2002). *ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO E CHUVA DE SEMENTES EM SUB-BOSQUE , CLAREIRAS NATURAIS E ÁREA PERTURBADA POR FOGO EM.*
- Melo, F. P. L., Dirzo, R., & Tabarelli, M. (2006). Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 132(1), 50–60.
<http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.015>
- Melo, F. P. L., Lemire, D., & Tabarelli, M. (2007). Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment 1. *Ecoscience*, 14(1), 124–129.
- Melo, F. P. L., Martínez-Salas, E., Benítez-Malvido, J., & Ceballos, G. (2010). Forest fragmentation reduces recruitment of large-seeded tree species in a semi-deciduous tropical forest of southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 26, 35–43.
<http://doi.org/10.1017/S0266467409990435>
- Moraes, M., & Sebbenn, A. (2011). Pollen dispersal between isolated trees in the Brazilian Savannah: a case study of the neotropical tree *Hymenaea stigonocarpa*. *Biotropica*, 43(2), 192–199.
- Moran, C., & Catterall, C. P. (2014). Responses of Seed-Dispersing Birds to Amount of Rainforest in the Landscape around Fragments. *Conservation Biology*, 28(2), 551–560.
<http://doi.org/10.1111/cobi.12236>
- Morante-filho, J. C., Faria, D., Mariano-neto, E., & Rhodes, J. (2015). Birds in Anthropogenic Landscapes : The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*, 1–18. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>
- Mortelliti, A., Fagiani, S., Battisti, C., Capizzi, D., & Boitani, L. (2010). Independent effects

- of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions*, 16, 941–951. <http://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00701.x>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implicatins for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62.
- Oosten, C. Van. (2013). Forest Landscape Restoration : Who Decides ? A Governance Approach to Forest Landscape Restoration. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 11(2), 119–126.
- Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2567–2586. <http://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d>
- Pedroni, F., Sanchez, M., & Santos, F. (2002). Fenologia da copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. - Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(2), 183–194.
- Penhalber, E., & Vani, M. (1997). Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo , SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 20(2), 205–220.
- Pinheiro, J. C., & Bates, D. M. (2000). *Mixed-Effects Models in S annd S-PLUS*.
- Quesnelle, P. E., Fahrig, L., & Lindsay, K. E. (2013). Effects of habitat loss, habitat configuration and matrix composition on declining wetland species. *Biological Conservation*, 160, 200–208. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.01.020>
- Rocha-santos, L., Pessoa, M. S., Cassano, C. R., Talora, D. C., Orihuela, R. L. L., Mariano-neto, E., ... Cazetta, E. (2016). The shrinkage of a forest : Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, 196, 1–9. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>
- Rother, D. C. (2006). *Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em ambientes com bambus na Mata Atlântica*.
- S. Robinson, F. Thompson III, T. Donovan, D. whitehead, J. F. (1995). Regeneral Forest Fragmentation and the Nesting Sucess of Migratory Birds. *Science*, 267, 1987–1990.
- Santos, B. A. ., Melo, F. P. L. ., & Tabarelli, M. (2006). Seed shadow, seedling recruitment, and spatial distribution of *Buchenavia capitata* (Combretaceae ombretaceaeombretaceae) in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Braz. J. Biol.*, 66(3), 883–890.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 464–471. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>

- Soares, L. A. S. S., Faria, D., Vélez-garcia, F., Vieira, E. M., Talora, D. C., & Cazeta, E. (2015). Implications of Habitat Loss on Seed Predation and Early Recruitment of a Keystone Palm in Anthropogenic Landscapes in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Plos One*, 1–14. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0133540>
- Somanathan, H., & Borges, R. (2000). Influence of exploitation on population structure, spatial distribution and reproductive success of dioecious species in a fragmented cloud forest in India. *Biological Conservation*, 94, 243–256.
- Spina, A. P., Ferreira, W. M., & Leitão Filho, H. (2001). Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de campinas (SP). *Acta Botânica Brasileira*, 15(3), 349–368.
- Stefanello, D., Ivanauskas, N. M., Martins, S. V., Silva, E., & Kunz, S. H. (2010). Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas , Querência – MT. *Acta Amazonica*, 40(1), 141–150.
- Talora, D., & Morellato, P. (2000). Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 23(1), 13–26.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L., & Merriam, G. (1999). Independent Effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9(2), 586–593.
- Vieira, D., & Gandolfi, S. (2006). Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração 1. *Revista Brasileira de Botânica*, 29(4), 541–554.
- Zaviezo, T., Grez, A. a., Estades, C. F., & Pérez, A. (2006). Effects of habitat loss, habitat fragmentation, and isolation on the density, species richness, and distribution of ladybeetles in manipulated alfalfa landscapes. *Ecological Entomology*, 31, 646–656. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00830.x>

APÊNDICE A – Seleção de modelos para explicar a relação entre a cobertura florestal e as variáveis da fenologia para frutos imaturos. Os modelos mais parcimoniosos estão destacados em cinza. Para aqueles modelos que não apresentaram convergência, foram excluídos do processo de seleção de modelos.

Variável	Modelo	dAICc	df	weight
Riqueza total de espécies	Nulo	0.0	2	0.670
	Power Law	2.7	3	0.171
	Linear	3.1	3	0.143
	Quadrático	7.4	4	0.016
Abundância total de sementes	Nulo	0.0	2	0.79
	Linear	2.6	3	0.21
Riqueza de espécies zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.59
	Power Law	2.0	3	0.22
	Linear	2.4	3	0.18
Abundância de sementes zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.66
	Linear	2.4	3	0.19
	Power Law	2.9	3	0.15
Riqueza de espécies abióticas	Nulo	0.0	2	0.78
	Power Law	3.9	3	0.11
	Linear	3.9	3	0.11
Abundância de sementes abióticas	Nulo	0.0	2	0.77
	Power Law	3.8	3	0.12
	Linear	3.9	3	0.11

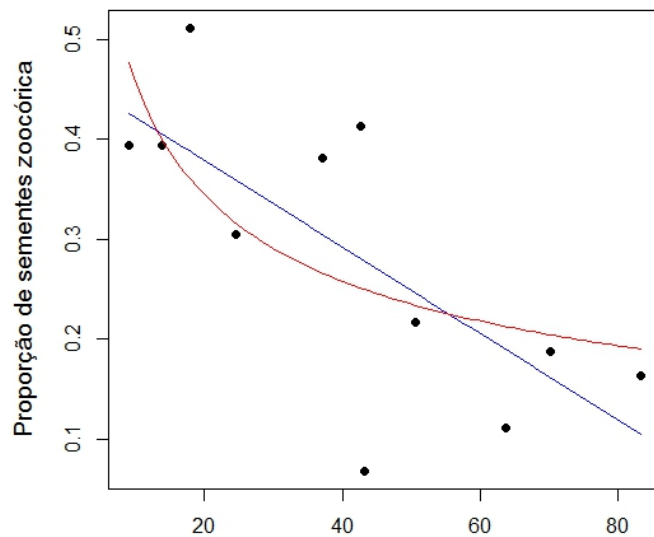
dAICc: diferença do AICc do melhor modelo; df: número de parâmetros do modelos; w_i: peso AICc.

APÊNDICE B – Seleção de modelos para explicar a relação entre a cobertura florestal e as variáveis da fenologia para frutos maduros. Os modelos mais parcimoniosos estão destacados em cinza. Para aqueles modelos que não apresentaram convergência, foram excluídos do processo de seleção de modelos.

Variável	Modelo	dAICc	df	Weight
Riqueza total de espécies	Nulo	0.0	2	0.655
	Power Law	2.5	3	0.187
	Linear	3.0	3	0.149
	Quadrático	8.6	4	0.009
Abundância total de frutos	Nulo	0.0	2	0.67
	Linear	2.4	3	0.20
	Power Law	3.2	3	0.13
Proporção de espécies zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.8
	Linear	4.2	3	0.1
	Power Law	4.2	3	0.1
Proporção de frutos zoocóricos	Nulo	0.0	2	0.66
	Power Law	2.5	3	0.19
	Linear	2.9	3	0.15
Proporção de espécies semente grande	Nulo	0.0	2	0.65
	Linear	2.6	3	0.18
	Power Law	2.6	3	0.18
Proporção de sementes grandes	Linear	0.0	3	0.76
	Nulo	2.3	2	0.24
Diâmetro	Nulo	0.0	2	0.64
	Linear	2.3	3	0.20

dAICc: diferença do AICc do melhor modelo; df: número de parâmetros do modelos; w_i : peso AICc.

APÊNDICE C – Relação entre a proporção de sementes zoocóricas incluindo a espécie *Mikania spp.* (Asteraceae) da chuva de sementes e a cobertura florestal numa escala de paisagem na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.



APÊNDICE D – Seleção de modelos para explicar a relação entre a cobertura florestal e as variáveis da chuva de sementes. Os modelos mais parcimoniosos estão destacados em cinza.

Variável	Modelo	dAICc	Df	weight
Riqueza total de espécies	Nulo	0.0	2	0.703
	Power Law	3.7	3	0.113

	Linear	3.9	3	0.099
	Quadrático	4.2	4	0.085
Abundância total de sementes	Nulo	0.0	2	0.74
	Linear	3.2	3	0.15
	Power Law	3.8	3	0.11
Proporção de espécies zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.72
	Linear	3.2	3	0.14
	Power Law	3.2	3	0.14
Proporção de sementes zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.66
	Power Law	2.5	3	0.19
	Linear	3.0	3	0.15
Proporção de espécies semente grande	Nulo	0.0	2	0.69
	Power Law	2.8	3	0.17
	Linear	3.3	3	0.13
Proporção de sementes grandes	Nulo	0.0	2	0.66
	Power Law	2.7	3	0.17
	Linear	2.8	3	0.16
Biomassa total de sementes	Nulo	0.0	2	0.77
	Linear	3.8	3	0.12
	Power Law	3.9	3	0.11
Biomassa de sementes zoocóricas	Nulo	0.0	2	0.77
	Power Law	3.6	3	0.12
	Linear	3.9	3	0.11
Biomassa de sementes abióticas	Nulo	0.0	2	0.74
	Linear	3.3	3	0.15

	Power Law	3.8	3	0.11
Diâmetro	Power Law	0.0	3	0.50
	Nulo	1.1	2	0.28
	Linear	1.7	3	0.22

dAICc: diferença do AICc do melhor modelo; df: número de parâmetros do modelos; w_i : peso AICc.