

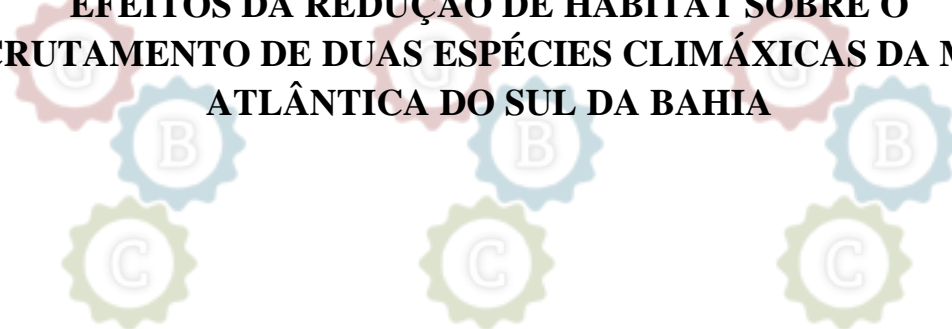


Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA – UESB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA,  
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**

**EFEITOS DA REDUÇÃO DE HABITAT SOBRE O  
RECRUTAMENTO DE DUAS ESPÉCIES CLIMÁXICAS DA MATA  
ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA**



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**ROGER LUIZ DA SILVA ALMEIDA FILHO**



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



**Jequié-BA  
2017**

**ROGER LUIZ DA SILVA ALMEIDA FILHO**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**EFEITOS DA REDUÇÃO DE HABITAT SOBRE O  
RECRUTAMENTO DE DUAS ESPÉCIES CLIMÁXICAS DA MATA  
ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto



**Jequié-BA  
2017**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA - UESB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E  
CONSERVAÇÃO

Campus Jequié-BA

Genética

DECLARAÇÃO DE APROVAÇÃO

Conservação

**Título:** "EFEITOS DA REDUÇÃO DE HABITAT SOBRE O RECRUTAMENTO DE DUAS ESPÉCIES CLIMÁXICAS DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA".

**Autor (a):** Roger Luiz da Silva Almeida Filho

**Orientador (a):** Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO, pela Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto – UFBA / Salvador

Prof. Dr. Deborah Maria de Faria – UESC / Ilhéus

Prof. Dr. Ana Maria Waldschmidt - UESB/Jequié

Data de realização: 24 de agosto de 2017.

Avenida José Moreira Sobrinho, s/n – Jaquezinho – Jequié/BA – CEP 45.206-100.  
Telefones: (0\*\*23) 3528-9725 – E-mail: ppgbc@uesb.edu.br





Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



À minha família, dedico.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



## AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar ao meu Deus, por me dar forças todos os dias para sempre prosseguir e por ter me dado à oportunidade de chegar até aqui.

Aos meus pais, Roger Luiz e Marta Suely, por todo amor do mundo. Vocês são a causa, a razão e o resultado de tudo que eu faço.

Ao meu Irmão e melhor amigo, Gustavo. Te amo!

Ao Programa de Pós-graduação em Genética, biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do sudoeste da Bahia, no qual também agradeço pela oportunidade única de ingressar no sistema público de pós-graduação.

Ao professor Eduardo Mariano, primeiro por ter me aceitado como orientando, e segundo por todos os ensinamentos possíveis que me foi dado. Seu apoio, amizade e dedicação sempre estarão presentes comigo. Obrigado, professor!

A CAPES, pela concessão da bolsa.

A todos os membros da Rede SISBIOTA, em especial a Professora Débora, por toda ajuda que nos foi dada.

Aos colegas de Campo, Ícaro, Fábio, Alessandro, Matheus, entre tantos outros. Por toda ajuda que vocês me deram e pela diversão que vocês conseguiram trazer para um trabalho que tinha tudo para ser extremamente cansativo. Sem vocês não teria sido a mesma coisa.

A minha amiga, namorada e companheira, Mariana, por toda a força e carinho que você me deu. Essa vitória é nossa!

A todos os professores do mestrado que de alguma forma contribuíram para minha formação.

Aos colegas da melhor e maior turma do mestrado em Genética, biodiversidade e conservação da UESB, pelo companheirismo durante toda a nossa jornada juntos.



## RESUMO

ALMEIDA FILHO, Roger Luiz da Silva. Efeitos da redução de habitat sobre o recrutamento de duas espécies climáticas da mata atlântica do sul da Bahia. Jequié (BA), 2017. X p. Dissertação (Mestrado em Genética, Biodiversidade e Conservação) – Pós-Graduação em Genética, biodiversidade e Conservação, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Um bom volume de dados tem mostrado que a perda de habitat é uma das maiores causas da erosão de diversidade. Em alguns casos essa relação entre riqueza e abundância de espécies e quantidade de habitat na paisagem apresenta padrões de quebra brusca, o que tem sido chamado de limiares de extinção. Estes foram propostos inicialmente em estudos com simulações computacionais e, posteriormente, verificados em ambientes tropicais. Para as plantas, alguns estudos apontam que algumas espécies podem ser especialmente sensíveis a alterações de habitat, por terem sementes grandes, serem árvores de dossel, longevas e de madeira dura. O objetivo principal desse trabalho foi avaliar o efeito da redução de habitat na escala da paisagem sobre o processo de germinação de sementes, recrutamento e sobrevivência de plântulas de duas espécies arbóreas, investigando se esta fase de fato representa um gargalo populacional, desencadeado pelo desmatamento, que aumenta a vulnerabilidade deste grupo biológico em paisagens antrópicas. O trabalho foi realizado em 13 sítios de floresta em uma região da Floresta Atlântica no Sul da Bahia. Os sítios estavam inseridos em paisagens representando um gradiente de cobertura florestal variando entre 6,25% e 85%. Foram plantadas sementes de *Manilkara maxima* (massaranduba) e *Lecythis pisonis* (sapucaia), um total de 234 sementes de cada espécie, ao longo do gradiente de cobertura e foi avaliado o total de germinação, a altura e a predação dessas sementes e plântulas. Estes resultados foram correlacionados com o percentual de cobertura de habitat na escala da paisagem e com a abertura do dossel no sítio de plantio. Os valores de germinação e altura foram extremamente baixos, com sete sementes germinadas de Sapucaia e cinco




de massaranduba, porém quase a totalidade das sementes foram predadas. A germinação das sapucaias apresentou correlação com a quantidade de habitat na paisagem, porém não com a abertura do dossel. A germinação da massaranduba, assim como a remoção de sementes das duas espécies e o crescimento das plântulas não apresentou correlação nem com a cobertura de floresta na paisagem nem com a abertura do dossel. Nossos resultados sugerem que as sementes destas espécies, encontram muita dificuldade em se desenvolver nas áreas de estudo provavelmente devido a uma alta taxa de predação. Entretanto, quando conseguem brotar, o seu desenvolvimento não foi afetado pelas variáveis medidas. Considerando a germinação da sapucaia e algumas tendências encontradas nos dados onde apenas os sítios em paisagens com maiores coberturas apresentaram alguma germinação, enfatizamos a importância da conservação destas paisagens mais florestadas na escala da paisagem. Além disto, com base nestes estudos, sugerimos que projetos de recuperação de áreas degradadas que envolvam técnicas de enriquecimento considerem este importante grupo de árvores com sementes grandes, sabidamente relacionados à manutenção de diversos grupos de vertebrados. Pela alta taxa de predação local, sugerimos que este plantio seja feito preferencialmente através de mudas, evitando a intensa predação que as sementes podem sofrer.

Palavras Chaves: *Manilkara maxima*, *Lecythis pisonis*, germinação, recrutamento, espécies de sementes grandes.

#### ABSTRACT

A good amount of data with a loss of habitat is one of the major causes of diversity erosion. In some cases, this richness and abundance of species and amount of habitat in the landscape present patterns of breaking. These were initially proposed in studies with computational simulations and, etc., verified in tropical environments. For plants, some studies point out that some species may be especially sensitive because they have large seeds, such as canopy trees, longevity and hardwood. The main objective of the study was to evaluate the habitat reduction in the landscape scale on the seed germination process, recruitment and survival of two tree species, investigating whether this phase, in fact, representing a population bottleneck triggered by deforestation, which increases the vulnerability of this biological group in anthropic landscapes. The work was carried out in 13 forest sites in a region of the Atlantic Forest in the South of Bahia. The insertion sites in landscapes representing a forest cover gradient varying between 6.25%



and 85%. Seeds of *Manilkara maxima* (massaranduba) and *Lecythis pisonis* (sapucaia) were planted, a total of 234 seeds of each species, along the cover gradient and evaluated the total germination, height and predation of things and seedlings. These results were correlated with the percentage of habitat cover in the landscape scale and with a canopy opening at the planting site. The values of germination and height were extremely low, with seven seeds germinated of Sapucaia and five of massaranduba, however, almost all of the seeds were predated. A germination of the crops showed a correlation with a quantity of habitat in the landscape, but not with a canopy opening. The germination of the massaranduba, as well as a seed removal of the two species and a growth of the not presented seedlings, with a forest cover in the landscape nor with a canopy opening. Our results suggest that as seeds of these species, very difficult difficulty in developing in the study areas due to the high rate of predation. However, when they can sprout, their development was not affected by the measured variables. A germination of the sapucaia and some tendencies found in the data where only the sites in landscapes with greater coverings presented a germination, we emphasize the importance of the conservation. More countries and forests on the landscape scale. In addition, based on these studies, we suggest that recovery projects in degraded areas involving enrichment techniques should consider this important group of trees with large seeds, known to be related to the maintenance of several groups of vertebrates. Due to the high rate of local predation, we suggest that this planting be done preferably through seedlings, avoiding intense predation as to how seeds can suffer.

Key words: *Manilkara maxima*, *Lecythis pisonis*, germination, recruitment, large seed species.







## SUMÁRIO DE FIGURAS

Figura 1- Processo de fragmentação da Mata Atlântica no Sul da Bahia,.....	15
Figura 2 - Distribuição dos 13 remanescentes de Mata Atlânticas visitados durante o experimento, onde compreendem uma faixa de cobertura florestal entre 6,26 e 85,12% Estado da Bahia, Brasil.....	20
Figura 3. - Histograma da abertura do dossel em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....	22
Figura 4 - Cobertura florestal em função da abertura do dossel dos 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....	23
Figura 5 - Histograma da germinação de <i>Lecythis pisonis</i> em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....	23
Figura 6 – Histograma da germinação de <i>Manilkara maxima</i> em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....	24
Figura 7 - Percentual de germinação de <i>Lecythis pisonis</i> em função da cobertura vegetal. Região sul da Bahia, Brasil.....	25
Figura 8 - Percentual de germinação de <i>Manilkara máxima</i> em função do percentual de habitat na escala da paisagem. Região sul da Bahia, Brasil.....	25
Figura 9 - Sementes da espécie dois que foram consideradas predadas devido aos danos nos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....	27

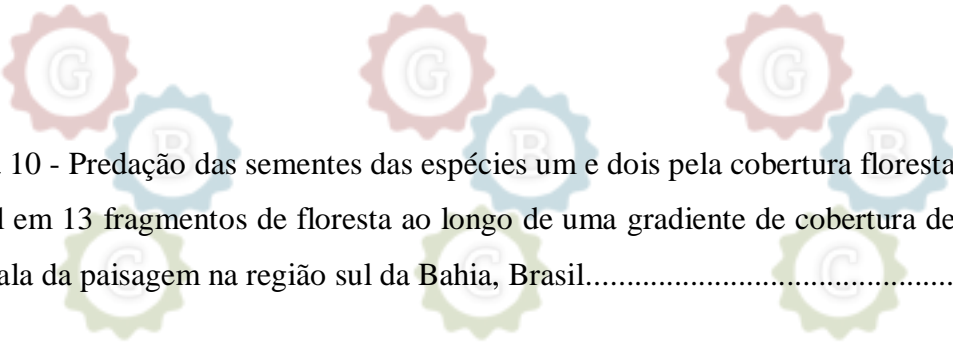


Figura 10 - Predação das sementes das espécies um e dois pela cobertura florestal e pelo Dossel em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....29

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

## SUMÁRIO DE TABELAS

Tabela1 - Porcentagem de abertura do dossel nos 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....22

Tabela 2 - Análise dos diferentes modelos de regressão da variável germinação em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, das duas espécies dos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....24

Tabela 3 - Valores de germinação e sobrevivência das duas espécies dos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....26

Tabela 4 – Análise dos diferentes modelos de regressão da variável altura em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, das duas espécies.....27

Tabela 5 – Valores de predação das sementes das duas espécies nos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.....28

Tabela 6 – Análise dos diferentes modelos de regressão da variável predação em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, das duas espécies.....29



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação



## LISTA DE ABREVIATURA, SIGLAS E SÍMBOLOS

Programa de Pós-Graduação em  
Genética, Biodiversidade e Conservação

FAO Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

MMA/SBF Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade

SISBIOTA Sistema Nacional de Pesquisa em Biodiversidade

UESC Universidade Estadual de Santa Cruz



Programa de Pós-Graduação em  
Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em  
Genética, Biodiversidade e Conservação



## SÚMÁRIO

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

1. INTRODUÇÃO .....	11
---------------------	----

2. REVISÃO DE LITERATURA.....	14
-------------------------------	----

2.1 O bioma Mata Atlântica .....	14
----------------------------------	----

2.2.Fragmentação florestal .....	15
----------------------------------	----

2.3.Efeitos de redução da área na paisagem sobre a biota .....	16
--	----

3. OBJETIVOS.....	18
-------------------	----

3.1. Objetivos gerais.....	18
----------------------------	----

3.2. Objetivos específicos.....	18
---------------------------------	----

4. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
----------------------------	----

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

4.1 Delineamento amostral.....	18
--------------------------------	----

4.2 Análises .....	20
--------------------	----

5. RESULTADOS.....	21
--------------------	----

5.1Abertura do dossel .....	21
-----------------------------	----

5.2 Germinação e sobrevivência das espécies .....	22
---	----

5.3 Predação .....	27
--------------------	----

6. DISCUSSÃO .....	30
--------------------	----

6.1 Germinação, predação e desenvolvimento das espécies.....	30
--	----

7. CONCLUSÕES.....	34
--------------------	----

8. REFERENCIAL TEÓRICO.....	35
-----------------------------	----

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

## 1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as regiões tropicais, nas últimas décadas foram palco de um dos maiores períodos de desmatamento da história do planeta. Segundo dados da FAO (2013), entre 1990 e 2010, as taxas de desmatamento tropical variaram de 16 a 13 milhões de hectares por ano. Estes dados são o resultado direto do crescimento e da expansão das áreas ocupadas por atividades antrópicas e do crescimento da população humana (Cansi, 2007).

Atualmente, as áreas de habitats naturais remanescentes se encontram predominantemente inseridas em paisagens antrópicas, cuja estrutura espacial revela manchas com uma grande variação no tamanho, forma e tempo de isolamento. Estes habitats remanescentes são, portanto, cercados, por diferentes tipos de ocupação humana e com diferentes históricos de perturbação. A redução das áreas dos habitats diminui as áreas com ecossistemas naturais, fazendo com que as paisagens se tornem cada vez mais antrópicas (Maia Santos, 2002), levando a uma redução da biodiversidade (Turner, 1996; Fahrig 2001, 2003). Estas são algumas das variáveis que interferem na manutenção da biota (Turner & Corlett, 1996; Laurence *et al.*, 1998; Laurence, 1999), afetando diretamente as interações ecológicas.

Para espécies arbóreas, temos a alteração nos valores dos indivíduos polinizadores e dispersores (Viana & Pinheiro, 1998) influenciando processos como a polinização, dispersão, recrutamento e estabelecimento de plântulas e predação de sementes (Aizen & Feinsinger, 1994; Cordeiro & Howe 2003; Wright *et al.*, 2007).

As espécies tendem a sofrer influência direta da quantidade de habitat disponível, onde a estrutura, a forma e a geometria das paisagens podem exercer um efeito severo sobre sua persistência (Andrén, 1994; Lindenmayer *et al.*, 2005; Pardini *et al.*, 2009; Montoya *et al.*, 2010; Benchimol *et al.*, 2017; Rocha-santos *et al.*, 2017).

Processos chave como a dispersão e o estabelecimento de sementes e plântulas podem ser influenciados pela perda de habitat (Howe & Miriti, 2004). Esses processos podem ser perdidos graças à ação do homem, devido a sua capacidade de modificar as paisagens. (Collinge, 1996; Kubes, 1996). Como resultado destas alterações sofridas pelas comunidades, temos uma mudança na composição e abundância de dispersores, e na predação e no pisoteamento das sementes (Jordano *et al.*, 2006; Jorge *et al.*, 2013; Wright & Duber, 2001).



Além dos efeitos já mencionados, alguns grupos de espécies podem apresentar padrões de resposta não linear a perda de habitat, ocorrendo diminuições drásticas da riqueza destes grupos quando os habitats são perdidos. Esse efeito faz com que haja um padrão de desaparecimento não linear de espécies dentro das paisagens (Lima & Mariano-neto, 2014; Morante-Filho *et al.*, 2015). Isso tende a acontecer devido à ruptura de processos ecológicos causados pelo aumento da distância entre os fragmentos, e sua diminuição de tamanho, assim, abrigando populações cada vez menores (Andrén, 1994; Villard e Metzger, 2014; Pardini *et al.*, 2010).

Quando esta redução severa de riqueza acontece, diz-se que as espécies chegaram ao chamado ponto de limiar de extinção (Fahrig, 2003). Ou seja, a perda de habitat reduz os fragmentos remanescentes, provocando extinções locais, aumentando assim as distâncias entre eles, impedindo recolonizações e as dinâmicas metapopulacionais, levando a extinção das paisagens.

Ademais os efeitos da redução da área na paisagem, em áreas antropizadas, fatores estressantes podem limitar a área na qual uma espécie vegetal pode sobreviver (Larcher, 2000), alterando interações ecológicas entre as plantas, e entre as plantas e os animais. Estes fatores estressantes, bem como a extinção da fauna local, afetam diretamente a predação, dispersão de sementes, herbivoria e o pisoteio de mudas. (Laurance *et al.*, 2011; Magnago *et al.*, 2015; Nepstad *et al.*, 1999; Pinto *et al.*, 2010; Cordeiro & Howe, 2003; Jorge *et al.*, 2013).

Outro problema causado pela perda de habitat dentro das paisagens é o efeito de borda, que são alterações bióticas e abióticas que acontecem nas bordas dos fragmentos com a intersecção da matriz antrópica (Laurance *et al.*, 2007; Murcia 1995; Rodrigues & Nascimento, 2006). Elas tendem a causar alterações microclimáticas nas áreas de contato entre os habitats e as áreas agrícolas, especialmente pronunciados em florestas tropicais cercados por pastagens abertas. São potencializados pela fragmentação do habitat que aumenta a área de contato entre as florestas e as matrizes abertas. As alterações nas comunidades ocorrem, devido a alterações na iluminação e na temperatura, além de um decréscimo da umidade do ar e do solo (Kapos *et al.*, 1997; Forman, 1995; Matlack, 1993; Williams Linera, 1990).

Dentre as espécies de árvores encontradas nas florestas Atlânticas do sul da Bahia, duas podem ser destacadas pelo seu porte, uso humano e importância para a fauna. Uma delas é a *Manilkara maxima* (conhecido como Paraju ou maçaranduba), a outra é a *Lecythis pisonis* (sapucaia). Ambas estão sofrendo com a perda de habitat,

assim como outras espécies tipicamente florestais no resto do mundo (Lopes *et al.*, 2009, Benchimol *et al.*, 2017, Rigueira *et al.*, 2013, Lima & Mariano-neto, 2014). Ambas apresentam algumas características comuns a muitas espécies que estão diminuindo em florestas, especialmente o fato de serem tolerantes à sombra, possuírem ciclo de vida longo, madeira dura, possuírem sementes grandes e serem dispersas por vertebrados.

A *M. máxima* é uma espécie nativa da Bahia (Thomas *et al.*, 2003), apresenta uma madeira resistente a insetos e fungos (Pennington, 2004) e pode atingir cerca de 30 metros de altura. Possui um caule cinza, com casca interna vermelha contendo látex branco e abundante, suas folhas são grandes, as flores são brancas e hermafroditas e seu fruto tem uma cor amarronzada quando maduro (Pennington, 1990; Almeida Jr, 2010; Pessoa *et al.*, 2011) Algumas espécies de abelhas, aves e morcegos fazem a sua polinização (Azevedo *et al.*, 2007; Pennington, 2004, Raboy *et al.*, 2008), além de alguns primatas, que também servem como dispersores, junto com morcegos e aves (Azevedo *et al.*, 2007; Pennington, 2004). São bastante apreciadas como alimento por dois primatas endêmicos da região, o “sagui de juba preta” (*Callithrix kuhlii*) (Raboy *et al.*, 2008) e o “mico-leão-da-cara-dourada”, (*Leontopithecus chrysomelas*) (Oliveira *et al.*, 2009). A Sapucaia ocorre na Amazônia Brasileira, no sul da Bahia até no norte do Espírito Santo em florestas pouco densas (Cavalcante, 1996). Suas cascas são fibrosas, têm folhas simples, alternas e de tamanho médio, seus frutos são deiscentes, grandes, lisos, duros e secos e suas sementes são do tipo amêndoa com uma polpa nutritiva chamada de arilo (Mori, 2001; Mori & Orchard, 1980; Mori, 1988; Prance & Mori, 1979). Ela pode chegar a 55 metros de altura (Mori *et al.*, 1980), tendo como principal polinizador a fêmea de uma abelha conhecida como mamangaba [*Xylocopa frontalis* (Oliver)] (Mori, 1988; Mori, 2001). Seus principais predadores são o *Cebus apela* (macaco-prego), a *Agouti paca*, (paca) e a *Dasyprocta aguti* (cutia) (Mori, 2001; Lima *et al.*, 2011). Os morcegos da espécie *Phyllostomus hastatus* são os seus principais dispersores, coletando sementes e voando ate poleiros, onde separam a semente do arilo, descartando-a. (Greenhall, 1965; Mori & Prance, 1981).

Entender a relação entre a ação antrópica e os fatores que mantem as espécies originais ou favorecem o estabelecimento de novas espécies pode explicar padrões de permanência e sobrevivência das populações nas paisagens, afetando os mais diversos processos ecológicos (Cordeiro & Howe, 2003). Entretanto, pouco se sabe sobre a natureza da dinâmica das populações de novos indivíduos ano a ano, ou sobre a

contribuição da demografia de plântulas no recrutamento da população futura e como estas são afetadas pelas modificações dos habitats (Steven, 1994).

As evidências científicas sobre esses processos têm se avolumado nos últimos anos (Schellas & Greenberg, 1997; Laurance & Bierregard, 1997). Contudo, ainda são necessários mais estudos para entender os mecanismos que levam a extinção das espécies em decorrência da redução do habitat nas paisagens. Esse estudo visa ajudar a entender parte destes mecanismos relacionados aos processos de sobrevivência, germinação das sementes e sobrevivência das plântulas nos primeiros meses de vida. Avaliar como a redução do habitat influencia o recrutamento e a sobrevivência das sementes e plântulas de espécies arbóreas, especialmente do grupo das espécies de sementes grandes é algo até então desconhecido. Com potencial para gerar informações importantes para a conservação destas espécies nas paisagens, além de auxiliar o planejamento de ações e restauração, muitas delas envolvendo o enriquecimento da flora através de plantios de sementes.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA

No Brasil, o Bioma Mata Atlântica foi um dos mais afetados pelo desmatamento, restando apenas 12% de sua formação original (Ribeiro *et al.*, 2009), porção que representava cerca de 15% da área total do país, com 1.000.000 km<sup>2</sup>, distribuídos em 17 estados. Este bioma engloba vários ecossistemas florestais, com enclaves e interpenetrações de outros ecossistemas não-florestais. Ocorre juntamente com mangues, em enseadas, foz de rios, baías e lagunas; restingas nas baixadas do litoral; às florestas mistas com araucárias, no Paraná e em Santa Catarina; entre outros (Barbosa & Thomas, 2002). Seu desmatamento se deu basicamente por algumas causas, como: a intensa exploração dos recursos florestais por populações humanas em busca de madeira, frutos, lenha e caça, e a exploração da terra para uso humano através de pastos, agricultura e silvicultura (Dean, 1996).

Graças a esse avançado estado de perda de habitat, a maioria dos remanescentes se encontram isolados, desprotegidos e altamente alterados (Silva & Tabarelli, 2000), fazendo do domínio vegetacional um dos maiores problemas de conservação do país. (Câmara, 1983; Fiaschi & Pirani, 2009).

A Mata Atlântica é apontada como um dos cinco mais importantes *hotspots* de diversidade (Myers *et al.*, 2000), por estar muito reduzida e por abrigar muitas espécies endêmicas de diversos grupos taxonômicos. Segundo alguns autores, os endemismos



são da ordem de 30% para aves e 50% para plantas (Fonseca, 1985; Parker *et al.*, 1996). Sua biodiversidade é extremamente alta, sendo proporcionalmente maior que a da floresta amazônica, com cerca de 20.000 espécies de plantas, 250 espécies de mamíferos, 340 espécies de anfíbios, 1.023 espécies de aves, 350 espécies de peixes e 197 de répteis (MMA/SBF, 2000).

Na Bahia, o cenário de desmatamento não foi diferente. O bioma que abrangia grande parte do estado se encontra completamente reduzido (Figura 1), com menos de 7% de sua cobertura original (Alger & Caldas, 1996).

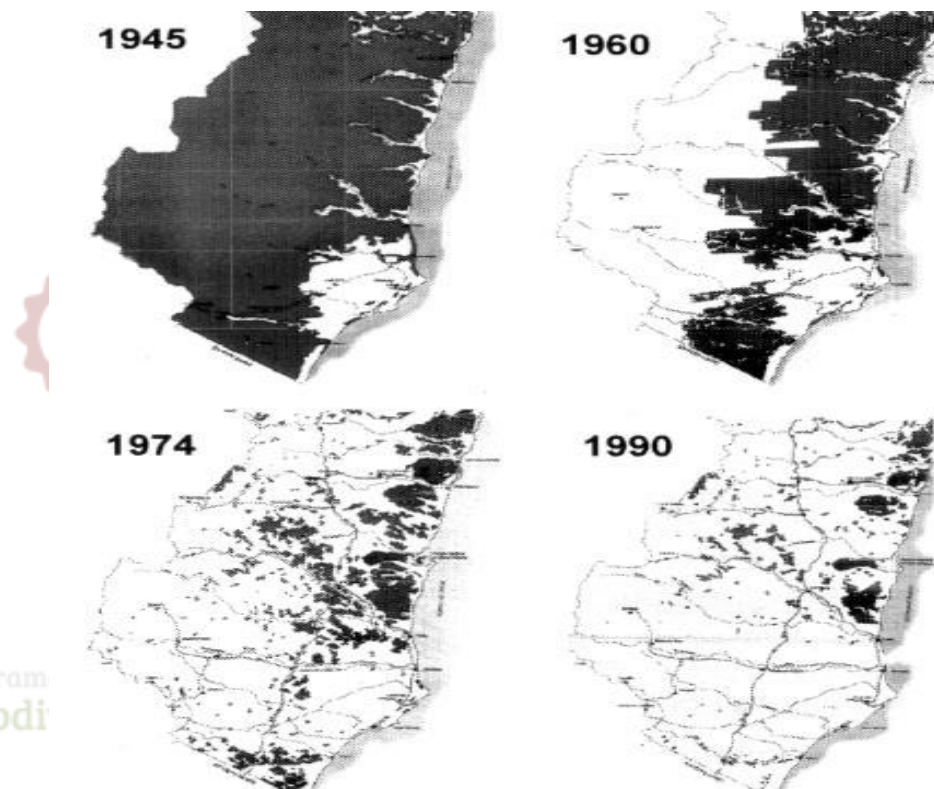


Figura 1 - Processo de fragmentação da mata atlântica no Sul da Bahia. Fonte: Almeida (1998).

Um fator contribuiu para a conservação de parte da biodiversidade do sul da Bahia foi o cultivo tradicional do cacau sob a mata. Este cultivo é um sistema agroflorestal conhecido como *Cabruca*, no qual raleia-se a floresta e planta-se o cacau sob a sombra das grandes árvores (Sambuichi, 2003). Graças a esse sistema, é possível a manutenção de algumas espécies da fauna endêmica, como alguns morcegos frugívoros e nectarívoros que se alimentam, por exemplo, de frutos de algumas árvores (Faria e Baumgarten, 2007). Estes cultivos constituem uma estratégia para a conservação da biodiversidade nesses locais.

## **2.2 EFEITOS DE REDUÇÃO DA ÁREA NA PAISAGEM SOBRE A BIOTA**

Diferentemente do passado, onde o bioma cobria enormes paisagens, as florestas remanescentes foram reduzidas a um conjunto de ilhas de fragmentos florestais muito pequenos e separados entre si (Gascon et al., 2000). Essa realidade é resultado direto do crescimento da população humana e da expansão das áreas ocupadas por atividades agrícolas ou industriais (Cansi, 2007). Essas paisagens, que antes formavam um imenso mosaico florestal foram transformadas, em larga escala, em habitats ruins para um grande número de espécies (Cerqueira *et al.*, 2003). Quando reduzida, a paisagem é formada por um mosaico contendo áreas antropizadas e elementos de habitat, manchas e corredores, em menores proporções, formando assim um arranjo complexo e específico de paisagem em cada região (Forman, 1995).

O processo de redução de habitat nas paisagens afeta diretamente as espécies e os sistemas locais. Esse processo de redução figura como a maior ameaça à manutenção dos ecossistemas e da diversidade biológica na atualidade (Debinski & Holt, 2000; Fahrig, 2017, no prelo), pois há uma ruptura em todos os processos ecológicos relacionados àquela paisagem, bem como a sua estrutura física.

Uma relação não linear entre a redução da paisagem e o efeito de extinção sobre as populações locais pode ser encontrada em vários trabalhos nos últimos anos (Drinnan, 2005; Digiovinazzo *et al.*, 2010; Van der Hoeek *et al.*, 2013, Lima & Mariano-Neto, 2014; Benchimol *et al.*, 2017). Ou seja, não há perda constante ou proporcional de espécies à medida que o habitat se perde, mas existe um ponto, onde há a perda abrupta de espécies. Essa proposição já foi abordada em alguns estudos, que mostraram que certos grupos de plantas são sensíveis a perda de habitat, inclusive com limiares estabelecidos (Rigueira *et al.*, 2013; Lima & Mariano-neto, 2014; Pessoa *et al.*, 2016; Benchimol *et al.*, 2017). Entretanto, não se sabe os mecanismos diretos que levam a perda desses grupos dentro das paisagens, apenas têm-se possibilidades levantadas de que existam falhas nos processos subjacentes como a produção de frutos, dispersão, germinação ou no recrutamento de novos indivíduos.

## **2.3 GERMINAÇÃO E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS**

A germinação pode ser definida como uma série de eventos fisiológicos e genéticos que resultam na transformação do embrião em uma plântula. Entretanto, para



que essa transformação ocorra, é necessário que haja substrato, disponibilidade de água, temperatura e luz adequadas (Mayer & Poljakoff-Mayber, 1989).

Um aspecto fundamental para a manutenção das populações é a dinâmica populacional dos estádios juvenis. Entender como funciona essa dinâmica é de fundamental importância, visto que a germinação, o recrutamento e o estabelecimento de plântulas irão determinar a médio e longo prazo, a composição das florestas. A redução na taxa de recrutamento dentro de fragmentos florestais é o principal fator que promove a extinção local de populações de plantas (Silva & Tabarelli, 2000).

Existem alguns processos que tendem a impedir o recrutamento das plântulas e conseqüentemente reduzir a riqueza e a abundância destas espécies dentro dos fragmentos florestais. Junior *et al.*, (2007), estudando o efeito da temperatura na germinação de sementes de Jabuticabeira, percebeu que as baixas temperaturas influenciaram negativamente nos resultados. A umidade e a presença de luz são outras condições que tendem a influenciar o potencial de germinação e conseqüentemente o estabelecimento de novos indivíduos, como visto por Rego *et al.*, (2009), onde eles conseguiram obter diferentes resultados na germinação de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (H.B.K.) Berg., quando expostas a ausência e presença de luz e em diferentes quantidades de umidade. Donatti (2004), em um estudo com palmeiras identificou como influenciadores na capacidade de germinação e estabelecimento de plântulas, a predação e a remoção de sementes, devido à intensa defaunação, que afeta diretamente os processos aqui citados. Uma sucessão de eventos ocorre em efeito cascata, com a remoção de predadores e grandes animais e aumento de herbívoros e predadores de sementes, afetando assim a remoção, a predação e a dispersão de sementes, bem como a herbivoria e o pisoteio de plântulas (Janzen, 1970; Connell, 1971; Forget, 1990; Dirzo & Miranda, 1991; Forget, 1992; Chapman & Chapman, 1995; Bleher & Bohning-Gaese, 2001; Forget *et al.*, 2001; Peres & Van Roosmalen, 2002).

Duncan & Chapman (2002) citaram alguns outros exemplos de processos que podem impedir o recrutamento como: a competição local com gramíneas de rápido crescimento e a ocorrência de fogo.

Em habitats tropicais altamente reduzidos, os efeitos de borda são dos que mais afetam as espécies negativamente. Eles têm um papel importante na estrutura florestal modificando a dinâmica das populações, como visto por Barros (2006) em um estudo dos efeitos de borda sobre fragmentos de floresta Montana, no Rio de Janeiro. Esses

efeitos são explicados devido a algumas condições, como a exposição a maiores temperaturas do ar e do solo, menor umidade do ar, ventos, luminosidade com maior intensidade e frequência ao longo do ano, devido à capacidade da luz do sol adentrar com maior facilidade nesses fragmentos, maior evapotranspiração, maior exposição a pesticidas e ao fogo. Assim, todos estes mecanismos decorrentes da perda de habitat, contando com a perda da fauna controladora da predação de sementes e de plantas competidoras, alterações microclimáticas em decorrência da maior quantidade de bordas em decorrência da fragmentação (fragmentar aumenta a área de bordas, esta e outra alteração da geometria das paisagens), podem levar a falhas na germinação e ou recrutamento.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

- O objetivo geral deste trabalho é avaliar o efeito da redução de habitat na escala da paisagem sobre a germinação, sobrevivência e crescimento de plântulas de duas espécies arbóreas, em florestas tropicais do domínio de Mata Atlântica no Sul da Bahia.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar a taxa de germinação, o recrutamento, a sobrevivência de plântulas;
- Avaliar a influência da abertura do dossel, medida através de fotos hemisféricas, germinação e a sobrevivência das plântulas;
- Avaliar os efeitos da área de habitat na paisagem e da abertura do dossel no local do plantio sobre: a) percentual de germinação, b) crescimento das plântulas

### **4. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **4.1 DELINEAMENTO AMOSTRAL**

O estudo foi realizado em áreas do bioma Mata Atlântica localizada ao longo do sul da Bahia. A temperatura média anual é de 24°C com uma precipitação de 1500 milímetros por ano. Suas estações não são definidas, mas apresentam períodos de pouca chuva com duração de um a três meses (Mori *et al.*, 1981; Faria *et al.*, 2006; Alvares *et al.*, 2013). A região constitui um dos centros de endemismo mais importantes de todo o bioma, como descrito para angiospermas (Mori *et al.*, 1981; Prance, 1982; Thomas *et*

*al.*, 1998), anfíbios (Lynch, 1979), aves (Haffer, 1987) e mamíferos (Mittermeier *et al.*, 1982; Oliver & Santos, 1991).

O estudo é parte da rede de pesquisa SISBIOTA, coordenada pela Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), que tem como objetivo principal investigar como a perda de habitat na escala da paisagem afeta os padrões e os processos da biodiversidade regional. Dentro do trabalho do SISBIOTA, a região de Una a Belmonte, no Sul da Bahia foram divididas em paisagens circulares com raios de 2km e mapeada, utilizando imagens de satélite de alta resolução (QuickBird e WorldView, a partir de 2011, RapidEye, de 2009-2010), que foram adquiridas para trabalhos anteriores da Rede SISBIOTA (Ver Morante-Filho *et al.*, 2015).

A partir do grande número de paisagens obtidas, as mesmas foram mapeadas em termos de cobertura florestal, tendo sido consideradas apenas as florestas nativas com cobertura florestal, excluindo plantações sombreadas de cacau e de borracha. Também foram excluídas todas as terras indígenas, áreas montanhosas e locais com acessibilidade limitada. Posteriormente, foram sorteados 20 paisagens dentro de um gradiente de cobertura florestal entre 6,1% até 83,3% (Gomes, 2010). Devido a alguns problemas de logística e modificações posteriores da cobertura por desmatamento recente, neste estudo só foi possível acessar 13 sítios (Figura 2) para a realização dos trabalhos.

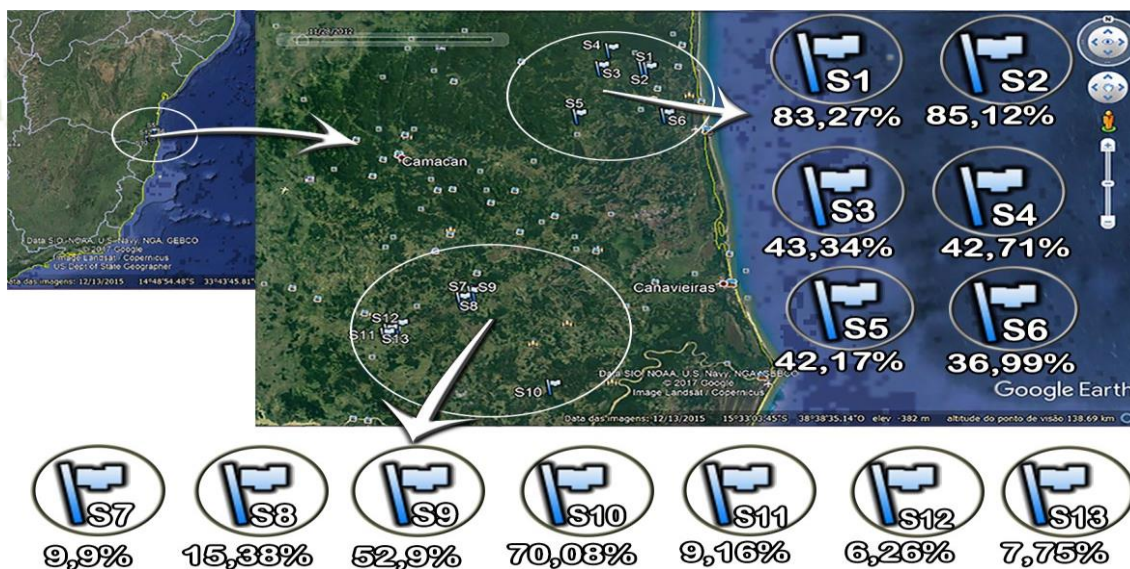


Figura 2 - Distribuição dos 13 remanescentes de Mata Atlânticas visitados durante o experimento, onde compreendem uma faixa de cobertura florestal entre 6,26 e 85,12%. Estado da Bahia, Brasil.



Dentro das 13 parcelas dos fragmentos, foram plantadas sementes de duas espécies. Essas espécies foram utilizadas devido ao fato de pertencerem aos grupos que sabidamente estão diminuindo nas florestas da região (Lopes *et al.*, 2009, Benchimol *et al.*, 2017, Rigueira *et al.*, 2013, Lima & Mariano-neto, 2014). O Paraju ou Massaranduba (*Manilkara maxima*), que será chamada de SP1, e a Sapucaia (*Lecythis pisonis*), de SP2. Para ambas as espécies, foram plantadas três lotes de seis sementes, em três pontos ao longo de cada fragmento, em cada sítio, totalizando 18 sementes por sítio e 468 sementes em todo experimento com 234 para cada espécie. Em cada ponto, para ambas as espécies, as sementes da primeira espécie ficaram alojadas no solo, com uma distância de 50 centímetros para a segunda espécie.

Para as duas espécies, metade das sementes (117) foi enterrada, e a outra metade ficou acima do nível do solo para avaliação da predação e da remoção. Essas sementes foram alocadas a uma distância mínima de 50 metros da borda.

As sementes foram obtidas de diferentes matrizes da região de Serra Grande, litoral Sul da Bahia. A taxa de germinação foi avaliada através do percentual de plântulas em relação ao de sementes plantadas por espécie. Também foram avaliados sinais de predação ou remoção das sementes e, ao final do experimento, a altura das plântulas.

Para estimar a abertura do dossel em cada local de plantio, foram tiradas três fotografias hemisféricas de dossel, com uma câmera fotográfica Nikon equipada com lente olho-de-peixe (180°) montada em um tripé a 1,20 m do solo, que foi nivelada por um nível de bolha comum. Ao todo, foram obtidas 39 fotografias, três por sítio, que foram analisadas no programa GLA (Gap Light Analyzer) para a obtenção do percentual de abertura do dossel. Foram calculadas médias aritméticas das três fotos, obtendo-se assim um valor único por sítio.

#### 4.2 ANÁLISES

Foi avaliado o percentual de germinação, a predação das sementes, o crescimento das plântulas em função da quantidade de habitat na escala da paisagem e da porcentagem de abertura do dossel no sítio, obtidas através das médias das três fotografias de cada sítio.

Para cada variável dependente (percentual de germinação, crescimento e predação), foram construídos modelos utilizando como variáveis independentes a abertura do dossel e a variável composta de cobertura. Para cada variável foram

construídos modelos saturados com as duas variáveis independentes mais o termo de interação, utilizando a função “lm” ou “glm” do pacote “stats” em ambiente R (R Core Team 2017). Estes modelos saturados foram contrastados a modelos aninhados mais simples através de análise de incremento de significância, utilizando a função “anova” do mesmo pacote do R. Foram selecionados os modelos mais simples que apresentassem diminuição significativa ( $p < 0.05$ ) da variância residual. No caso da predação, foi utilizada distribuição de Poisson para a construção dos modelos, pois foram utilizados dados de contagem. Também foi avaliada a correlação entre a abertura do dossel e a cobertura florestal na escala da paisagem. Para a obtenção dos valores de regressão, foram utilizados os valores de germinação em porcentagem.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 ABERTURADO DOSSSEL

O percentual de abertura do dossel encontrado nos 13 sítios (Tabela 1) foi menor no sítio com cobertura de floresta na paisagem 37%, com 10% de abertura do dossel, e maior no sítio com cobertura de 43% com 19% de abertura do dossel.

Tabela 1 – Porcentagem de abertura do dossel nos 13 sítios de floresta ao longo de uma gradiente de paisagem na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Sítio (% de cobertura florestal)	Abertura do Dossel (%)
83	13
85	12
43	19
43	14
42	12
37	10
10	13
15	18
53	17
70	15
9	17
6	14
7	14



A amplitude da variação da porcentagem de abertura do dossel encontrada foi de 8%, demonstrando que os valores são muito parecidos entre si (Figura 3) tendo sete sítios com uma variação entre 12% a 16% de abertura.

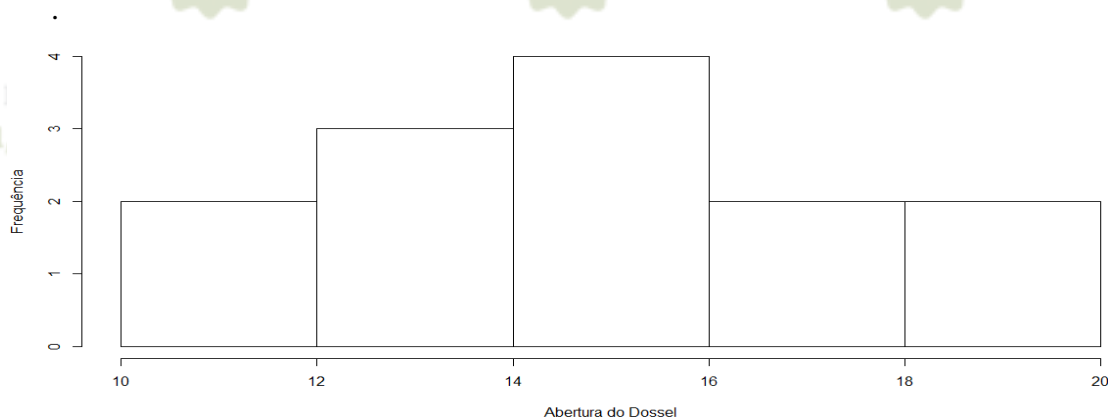


Figura 3–Histograma da abertura do dossel em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

A abertura do dossel não foi afetada pela cobertura de florestas na paisagem,  $P = 0,47$  (Figura 4).

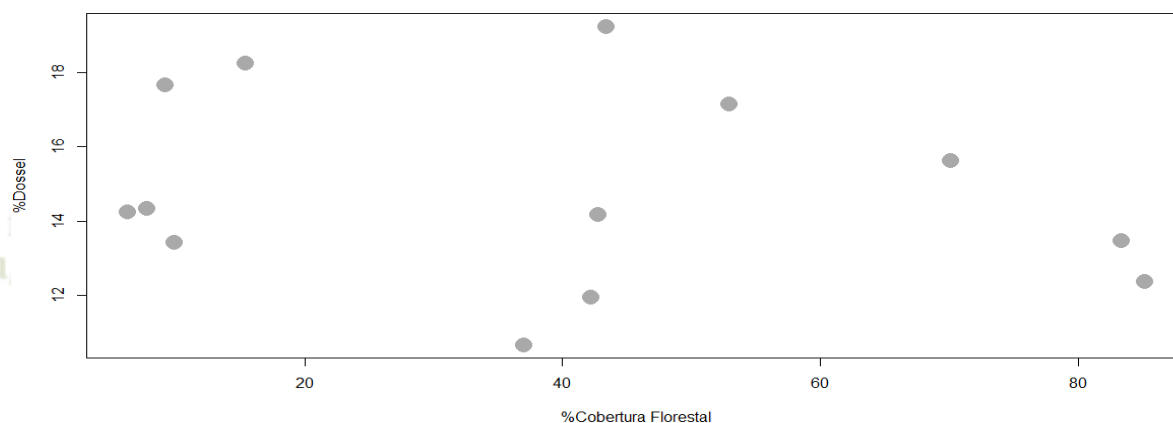


Figura 4 – Cobertura florestal em função da Abertura do Dossel dos 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

## 5.2 GERMINAÇÃO E SOBREVIVÊNCIA DAS ESPÉCIES

O sítio com cobertura de 83% foi o que apresentou maior número de mudas sobrevivente no experimento, com quatro indivíduos, dois da SP1 e dois da SP2. O outro sítio que apresentou a maior taxa de germinação foi o sítio 42% onde dois indivíduos da SP2 germinaram.

Em ambos os casos foi possível notar que a taxa de germinação não passou de 20% em um dado sítio. A SP1 apresentou uma maior taxa de sementes que germinaram, com sete mudas no total, tendo um sítio sem nenhuma germinação, outra com apenas

uma semente germinada, e outra duas germinações (Figura 5). Todas as sementes que nasceram estavam enterradas, portanto não houve como comparar os dois tratamentos.

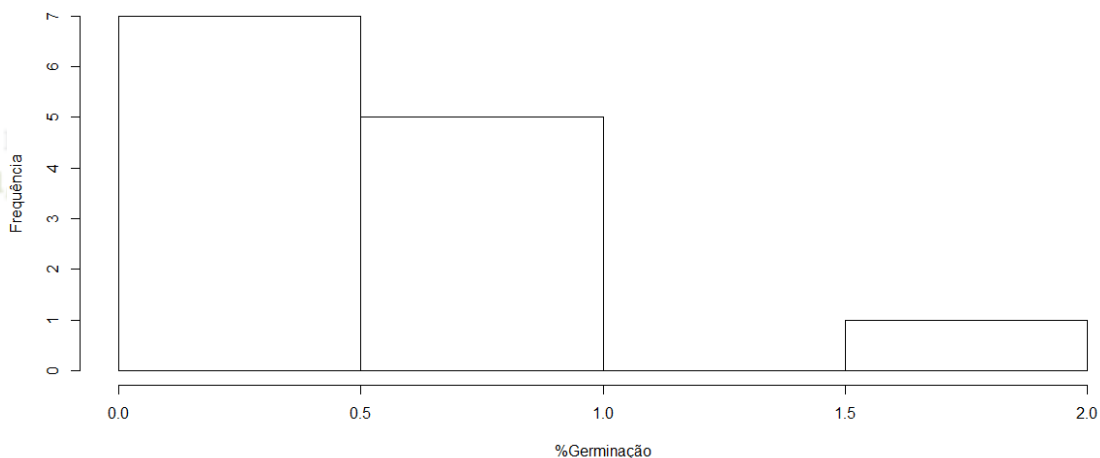


Figura 5 – Histograma da germinação de *Lecythis pisonis* em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Já a SP2, apresentou apenas um valor de cinco sementes brotadas, tendo dez sítios sem brotação, um sítio com uma semente e dois sítios com duas sementes, totalizando as cinco sementes brotadas. (Figura 6).

#### Manilkara maxima

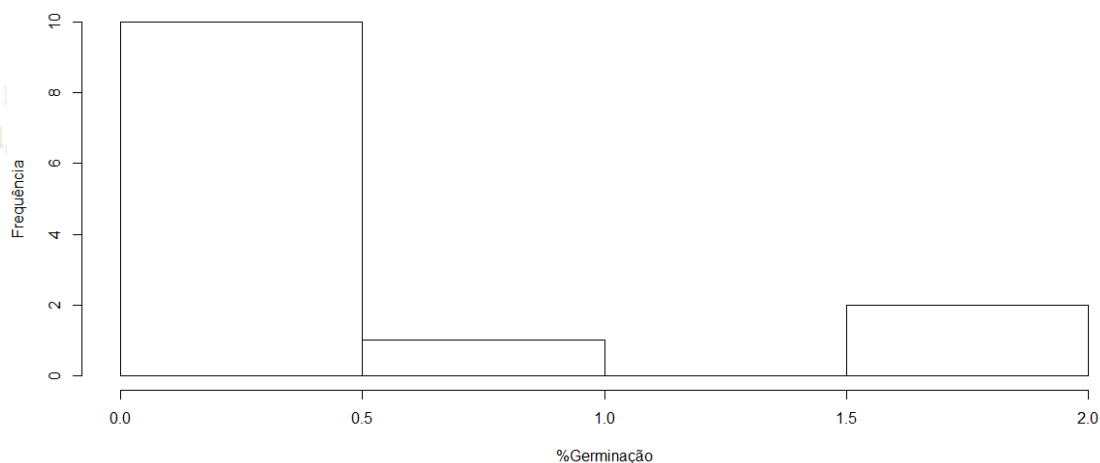


Figura 6 – Histograma da germinação de *Manilkara maxima* em plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Apenas a cobertura vegetal afetou significativamente os valores de germinação e apenas para a SP1, (tabela 2), com  $R = 0,39\%$  com  $p < 0,05\%$ . Não houve germinação nos sítios onde a cobertura vegetal foi menor que 42%, e onde houve a maior

porcentagem de germinação, foi justamente no sítio de maior cobertura de habitat, com 83% de cobertura (figura 7).

Tabela 2 – Análise dos diferentes modelos de regressão da variável germinação em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, das duas espécies dos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Espécie	C.V	GL	SQ	QM	F	Pr(>F)
<i>Lecythis pisonis</i>	Cobertura	1	0,50909	0,50909	6,3861	0,02739*
	Dossel	1	0,00141	0,00141	0,0177	0,89304
	Cober:dossel	1	0,13446	0,13446	1,8261	0,20958
	Resíduos	9	0,79719	0,07972		
<i>Manilkara maxima</i>	Cobertura	1	0,13835	0,138352	2,2086	0,1920
	Dossel	1	0,02156	0,021558	0,3441	0,5913
	Cober:dossel	1	0,00052	0,000516	0,0074	0,9332
	Resíduos	9	0,62642	0,062642		

significância aos níveis de 5% ( $p < 0.05$ )

*Lecythis pisonis*

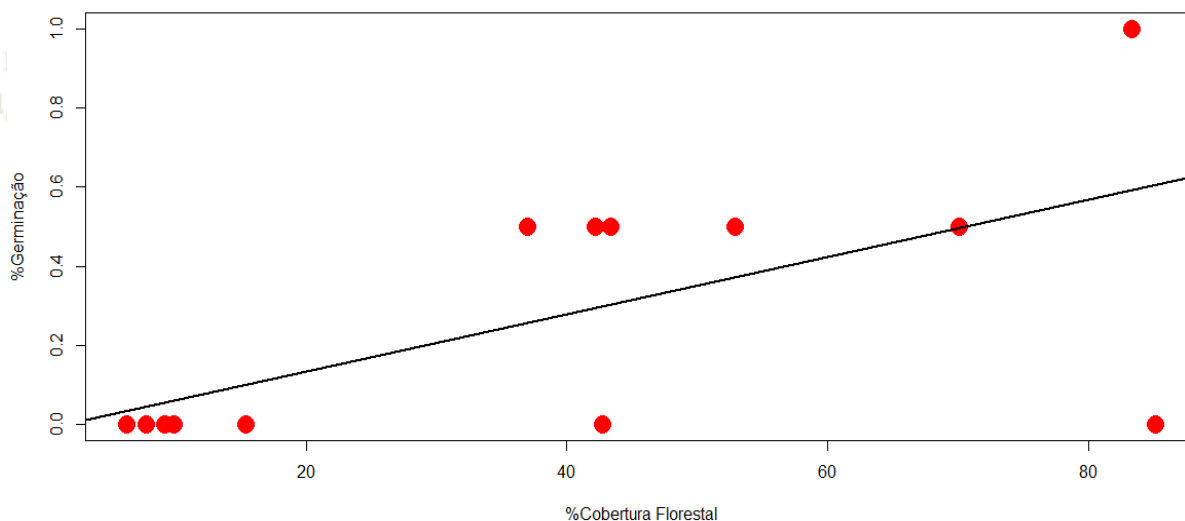


Figura 7– Percentual de germinação de *Lecythis pisonis* em função da cobertura vegetal. Região sul da Bahia, Brasil

Para a SP 2, não houve relação entre a germinação e a cobertura de habitat ou abertura do dossel (Figura 8).

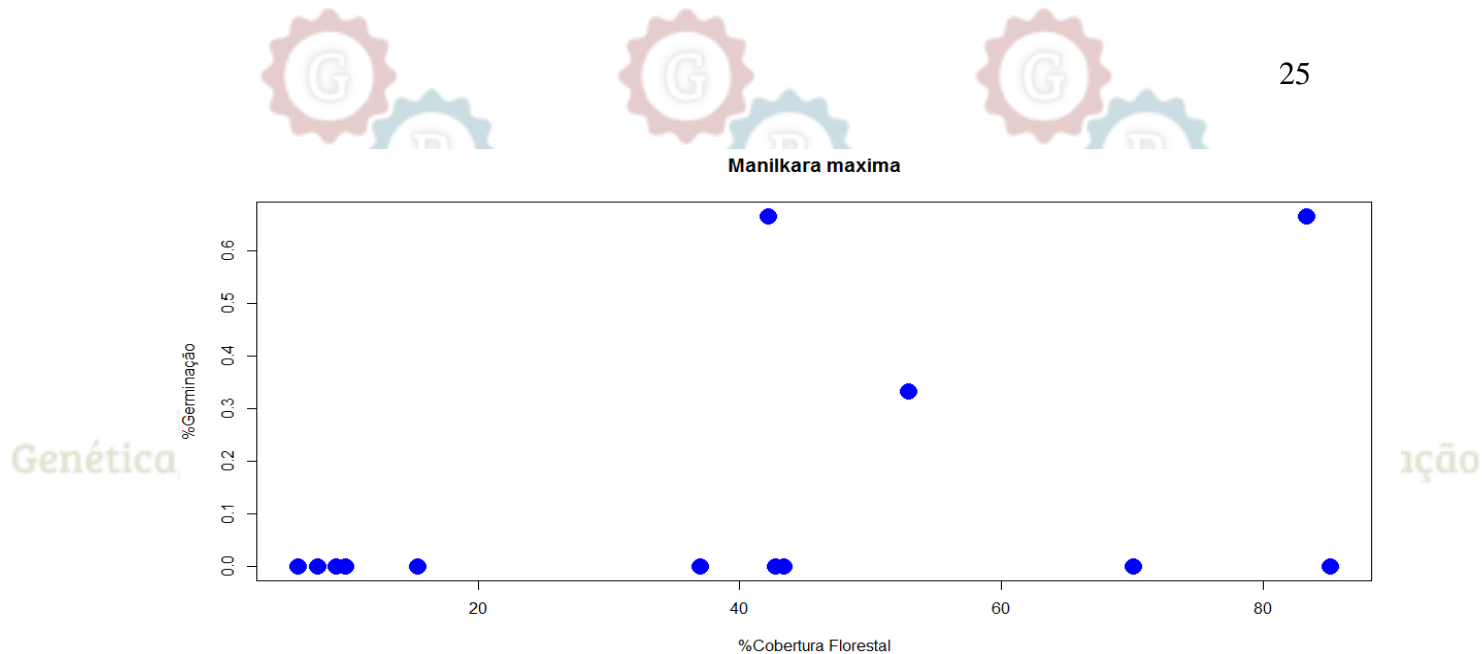


Figura 8– Percentual de germinação de *Manilkara maxima* em função do percentual de habitat na escala da paisagem. Região sul da Bahia, Brasil.

Tabela 3 – Valores de germinação e sobrevivência das duas espécies dos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Sítios	Germinação Sapucaia	Média Altura Sapucaia (cm)	Germinação Massaranduba	Média Altura Massaranduba (cm)
83	2	19	2	14
85	0	0	0	0
43	1	9	0	0
43	0	0	0	0
42	1	13,2	2	16,1
37	1	10,2	0	0
10	0	0	0	0
15	0	0	0	0
53	1	12,1	1	7,5
70	1	8,6	0	0
9	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0

Apesar de termos encontrado correlação entre o percentual de germinação da SP1 e a cobertura de habitat, esta correlação foi fraca e foi verificada apenas para esta espécie.

As médias das alturas das duas espécies foram calculadas para análises e encontram-se na tabela 2. O crescimento médio das duas espécies foi de 12,01 cm para SP1 e 12,5 cm para SP2. Em relação a valores individuais, SP1 obteve a maior média de altura com 19 cm no sítio 83,27%, enquanto a espécie dois obteve a menor, com 7,5 cm de crescimento.

Nem a cobertura florestal nem a abertura do dossel dos sítios foram significativamente relacionadas ao valor da média da altura das espécies como mostra a tabela 4.

Tabela 4 – Análise dos diferentes modelos de regressão da variável altura em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, da *Lecythis pisonis* e da *Manilkara máxima*.

Espécie	C.V	GL	SQ	QM	F	Pr(>F)
<i>Lecythis pisonis</i>	Cobertura	1	1869,2	1869,18	3,8845	0,80022
	Dossel	1	14,4	14,37	0,0299	0,86663
	Cober:dossel	1	4,2	4,18	0,0087	0,92776
	Resíduos	9	4334,9	433,49		
<i>Manilkara maxima</i>	Cobertura	1	70,67	70,665	1,8619	0,2055
	Dossel	1	13,33	13,333	0,3515	0,5682
	Cober:dossel	1	0,27	0,273	0,0072	0,9343
	Resíduos	9	341,85	34,185		

É possível, porem, visualizar que os maiores valores de crescimento das espécies ocorreram nas áreas de maior porcentagem de cobertura florestal, porem quase a maioria das plântulas germinadas ocorreram nestes sítios.

### 5.3 PREDACÃO

A taxa de predação foi obtida observando-se os valores individuais de sementes que foram perdidas durante o experimento, ou seja, aquelas que desapareceram ou foram danificadas, foram consideradas predadas (Figura 9).



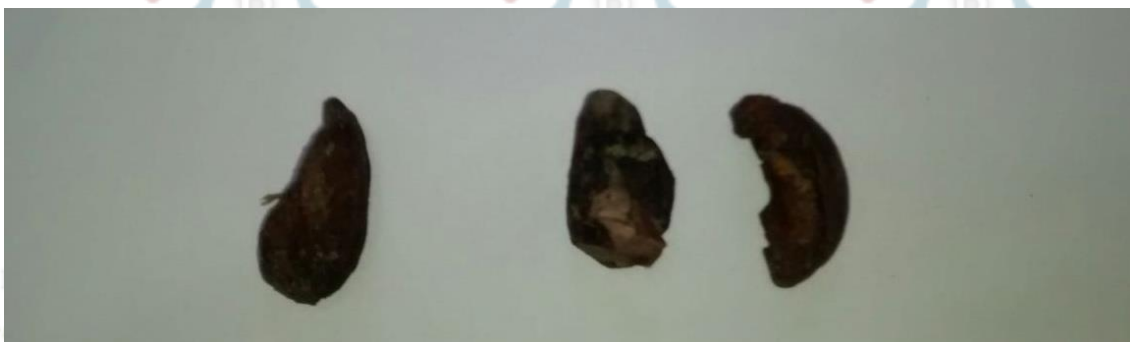


Figura 9 – Sementes da espécie dois que foram consideradas predadas devido aos danos nos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Foi observada uma predação extremamente severa para ambas as espécies, de maneira generalizada ao longo de todo o gradiente de cobertura de habitat e não correlacionada com a abertura do dossel. A SP2 teve uma maior taxa de remoção das sementes, com 97,8% das sementes predadas, enquanto a SP1, obteve um percentual de predação de aproximadamente 97%, totalizando 456 sementes predadas no total. As médias dos valores são bem parecidas, com 17,46 sementes da SP1 predadas e 17,61 sementes da SP 2 por sítio. Os valores respectivos de variância/desvio padrão são: 0,43 e 0,58/0,66 e 0,77 sementes.

O sítio 83,27% e o sítio 42,17% obtiveram o menor valor de predação, totalizando 16 sementes predadas por espécie no sítio primeiro, e 16 predadas da espécie dois no segundo. Esses sítios foram os que tiveram os maiores valores de percentual de germinação. Os demais sítios apresentaram valores parecidos, variando entre 17 e 18 sementes predadas por espécie (Tabela 5).

A análise dos dados da predação mostrou que não houve correlação significativa entre a predação cobertura florestal na escala da paisagem ou com a abertura do dossel, nem para SP1 ou para SP2(Tabela 6, Figura 10).



Tabela 5 – Valores de predação das sementes das duas espécies nos plantios realizados em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

Sítios	Predação	
	<i>L. pisonis</i>	<i>M. maxima</i>
83	16	16
85	18	18
43	17	18
43	18	18
42	17	16
37	17	18
10	18	18
15	18	18
53	17	17
70	17	18
9	18	18
6	18	18
7	18	18

Tabela 6 – Análise dos diferentes modelos de regressão da variável predação em função da cobertura vegetal e da abertura do dossel, das duas espécies.

Espécie		DR	GL	DR	Pr(>Chi)
<i>Lecythis pisonis</i>	Nulo		12	0,30249	
	Cobertura	0,116937	11	0,18555	0,7324
	Dossel	0,000307	10	0,18525	0,9860
	Cober:dossel	0,030359	9	0,15489	0,8617
<i>Manilkara maxima</i>	Nulo		12	10,1214	
	Cobertura	1,9117	11	8,2098	0,1668
	Dossel	0,0572	10	8,1526	0,8110
	Cober:dossel	0,14837	9	8,0042	0,7001

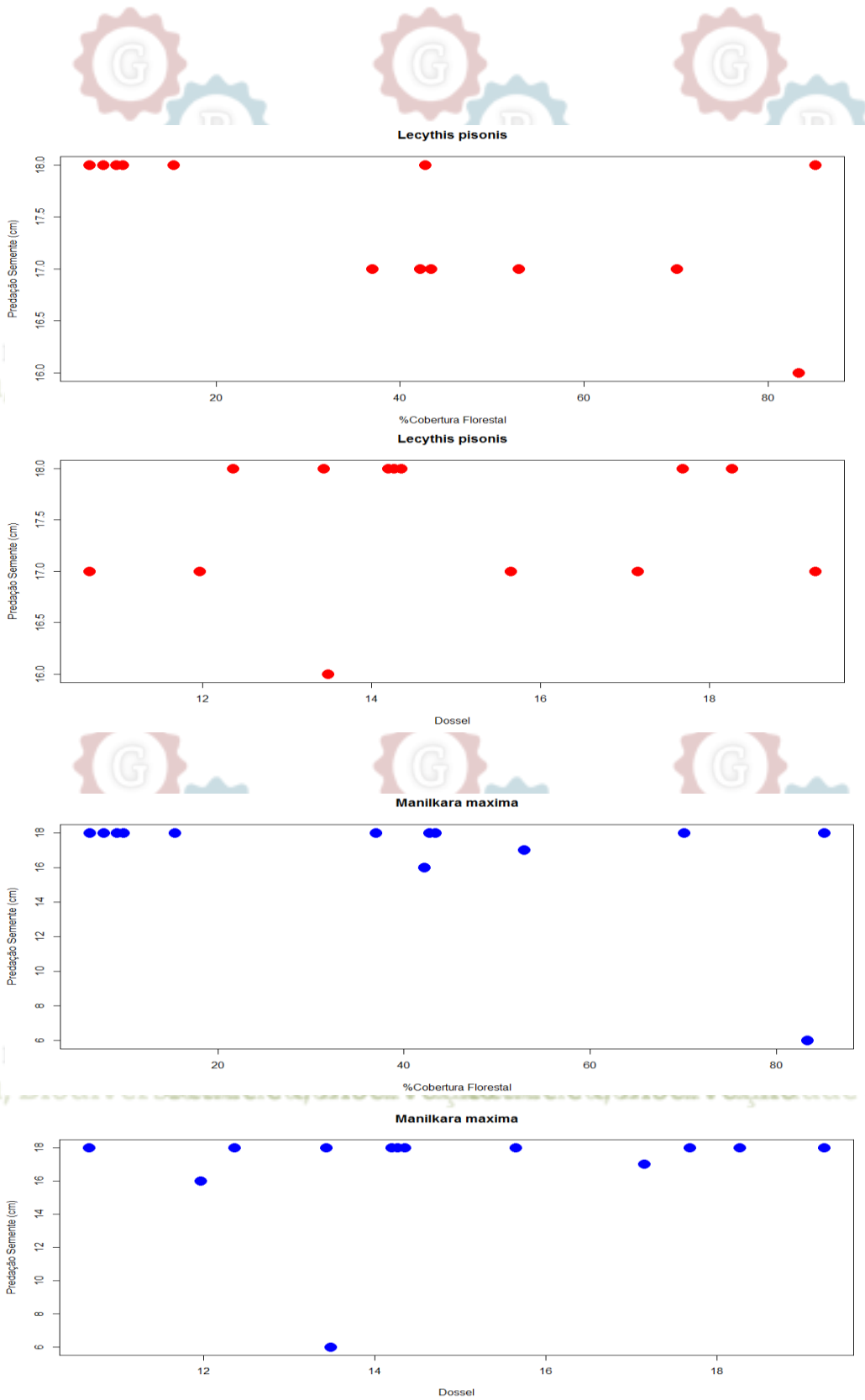


Figura 10– Predação das sementes das espécies um e dois pela cobertura florestal e pelo Dossel em 13 fragmentos de floresta ao longo de uma gradiente de cobertura de habitat na escala da paisagem na região sul da Bahia, Brasil.

## 6. DISCUSSÃO

Este estudo conseguiu constatar a enorme dificuldade que algumas espécies de Mata Atlântica de sementes grandes têm para se estabelecer e manter sua dinâmica populacional. Até onde se tem conhecimento, este estudo é pioneiro em tentar explicar a influência da cobertura florestal e da abertura do dossel no estabelecimento de novas plântulas a partir de sementes em um desenho com controle do percentual de cobertura de habitat. Além do motivo da ausência de desenvolvimento dos indivíduos. A perda de habitat influenciou apenas de maneira fraca a germinação de uma das espécies, porém este resultado foi fortemente influenciado pela severa remoção das sementes. A cobertura de habitat também não influenciou a capacidade das espécies em se desenvolver a partir da germinação, porém a própria germinação ocorreu muito raramente e apenas nos sítios onde a cobertura florestal era elevada. No caso da abertura do dossel, esta variável não esteve correlacionada à cobertura de habitat na escala da paisagem, nem foi importante para explicar a variação na germinação e no crescimento das espécies consideradas.

A severa perda de sementes por remoção, totalizando mais de 95% do total do experimento é seguramente um dos fatores determinantes para a dificuldade de estabelecimento das plantas analisadas. Considerando que possuem sementes grandes, podemos supor que a predação é um dos processos determinantes da erosão de diversidade que as árvores de sementes grandes, como um todo vem sofrendo nestas paisagens antropizadas, conforme encontrado por Benchimol *et al.*, (2017) e Rocha-Santos *et al.*, (2017).

Uma informação desta deve ser incorporada em ações de conservação das florestas dessas paisagens. Em dois níveis pode guiar ações, primeiramente ao considerar que a predação de espécies de sementes grandes é um processo importante que precisa ser controlado ou contornado, caso contrário todo este grupo pode ser incapaz de estabelecer. Segundo, em ações de enriquecimento, em que se visa o estabelecimento de novos indivíduos a partir da implantação de sementes ou mudas, provavelmente o plantio de sementes grandes, apenas, pode ser ineficaz. O plantio de mudas já estabelecidas pode ser uma opção melhor para garantir sobrevivência nas fases iniciais.

### 6.1 GERMINAÇÃO, PREDACÃO E DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES

Tivemos uma taxa de germinação para ambas com menos de duas plantas germinadas, nascendo para cada dez sementes plantadas, sendo que nas paisagens com

menos de 30% de habitat praticamente não houve germinação. Essa porcentagem de cobertura de habitat foi similar ao valor obtido por Lima & Mariano Neto (2014) para um limiar de extinção para a família Sapotaceae também em Mata Atlântica no Estado da Bahia. Ainda na Mata Atlântica da Bahia, Rigueira *et al.*, (2013) e Benchimol *et al.*, (2017) encontraram que as árvores, por serem seres longevos, podem apresentar atrasos na resposta das comunidades a perda de habitat. A perda de recrutamento quando ocorre, refletem-se numa diminuição de riqueza de estádios mais jovens das plantas, demorando a aparecer no componente adulto, que pode apresentar riqueza ainda elevada em levantamentos, mesmo estas plantas tendo perdido sua capacidade de se reproduzir localmente. Atrasos na resposta à perda de habitat na paisagem também foi observada em outras áreas da Mata Atlântica (Metzger *et al.*, 2009).

Este padrão de perda pode ser observado quando alguns processos básicos do ecossistema são interrompidos, como a produção de frutos, dispersão, germinação e estabelecimento, influenciados pela cobertura do habitat na paisagem levando a uma redução da diversidade. Mas, de fato os indivíduos adultos conseguem permanecer nas paisagens com baixas quantidades de habitat por mais tempo, apresentando padrões de resposta a cobertura de habitat na paisagem diferentes dos jovens (Rigueira *et al.*, 2013). Ao mesmo tempo Benchimol *et al.*, (2017) também não encontrou uma mesma resposta das diferentes classes ontogenéticas dentro da mesma paisagem de estudo, mas sim, conseguiram demonstrar que cada estágio de vida reage de forma independente de acordo com o gradiente de desmatamento. Ou seja, houve uma diferenciação de outros estudos que investigaram os efeitos da cobertura florestal sobre algumas espécies (Estavillo *et al.*, 2013; Lima & Mariano-Neto, 2014).

A abertura do dossel não apresentou correlação com a cobertura florestal, mesmo que haja variações estruturais nestes fragmentos, como evidenciado por Rocha-Santos *et al.*, (2017), que estudou o perfil de folhagem nestas mesmas áreas. No nosso caso, a abertura do dossel em si não foi diferente ao longo do gradiente. Provavelmente existe um processo de desenvolvimento e preenchimento da folhagem de estratos inferiores das paisagens de menor cobertura compensando a menor abertura do dossel nos estratos superiores, observada por estes autores. Este desenvolvimento faz com que as condições de luminosidade percebidas por plântulas ou sementes, capturadas pela análise de fotografias digitais neste trabalho seja bastante similar ao longo do gradiente. Entretanto, não temos informações sobre outras características importantes para



germinação e desenvolvimento das plântulas, como a variação de temperatura, stress hídrico penetração de ventos e outros.

Ultrapassando as expectativas do estudo, os resultados deste presente trabalho conseguiram demonstrar a enorme dificuldade dos indivíduos jovens em se estabelecer em fragmentos florestais dentro de paisagens desmatadas, devido ao enorme obstáculo proporcionado pela alta predação. Em relação aos valores das alturas das plantas, as variáveis estudadas não foram capazes de explicar a variação no desenvolvimento, ou seja, caso a planta consiga sobreviver à intensa predação, provavelmente não vai ser a cobertura florestal da paisagem ou a abertura do dossel que vão limitar o seu crescimento.

Em outros estudos, algumas variáveis foram negativamente correlacionadas ao desenvolvimento de espécies, como por exemplo: a competição (Ferreira *et al.*,2010), herbivoria praticada pela fauna (Odum, 1988), estresse hídrico (White,1984; Coley & Barone, 1996; Almeida & Sanchez, 2005; Duboc, 2005) e carência de nutrientes (Gullan & Cranston, 2007). Vale ressaltar aqui, que durante o experimento a região passou um período de seca muito severa, chegando há ficar vários meses sem chuva, podendo assim ter afetado o crescimento das plântulas das duas espécies. Porém este foi um fenômeno generalizado em toda a região.

Ambas as espécies fazem parte do grupo que sofrem pela falta de habitat. Pertencem a importantes famílias, que por serem tolerantes a sombra e zoocóricas, são importantes fontes de alimento e abrigo para diversas espécies de animais da Mata atlântica. A massaranduba apresenta como principais vetores de dispersão de sementes algumas aves, primatas e alguns morcegos (Pennington 2004, Azevedo *et al.*, 2007), já a Sapucaia tem como principal vetor o morcego *Phyllostomus hastatus*, (Greenhall, 1965; Mori & Prance, 1981), porém as sementes de ambas são fonte importante de recursos para a fauna.

Fahrig (2017, no prelo), argumentou a importância da quantidade de habitat em paisagens, contrariando a afirmativa da maior importância para a fragmentação. Ela notou que em estudos anteriores, os autores conseguiam obter respostas positivas à fragmentação do habitat. Por exemplo, Oliveira (2014), estudando os efeitos da perda de habitat em uma espécie de Palmito, conseguiu observar que em paisagens com menor cobertura florestal, a predação de sementes de palmito era semelhante a das paisagens de alta cobertura, porém a fauna predadora era diferente dentro das paisagens.

Baseado na nossa metodologia, não foi possível afirmar quem foi à espécie ou grupo responsável pela predação das sementes, porém a franca maioria das sementes (apenas três não sumiram) foram removidas do local do experimento. Por serem de porte grande/médio, é provável que os responsáveis pela remoção tenham sido vertebrados, já que insetos teriam provavelmente consumido as sementes no local. É impossível afirmar qual espécie em si conseguiu remover as sementes sem um estudo específico, até porque essa relação depende de muitos fatores que referem-se tanto às características dos indivíduos, quanto a semente em questão (Smyth, 1978; Jansen *et al.*, 2002; Silvius & Fragoso, 2002), além do local disponível (Vander Wall, 1990). Assim sendo, é ideal que mais estudos sejam realizados com intuito de identificar melhor essas espécies. De fato há redução de grupos florestais em relação ao gradiente de paisagem e talvez a mudança de fauna mantenha a predação alta em todo o gradiente.

É importante também citar que o sul da Bahia – região do experimento –, há muito tempo vem sofrendo altos níveis de pressão da caça (Canale *et al.*, 2012), chegando até a extinguir algumas espécies de aves e mamíferos que habitavam a paisagem do experimento (Morante-Filho *et al.*, 2015; Benchimol *et al.*, 2017). Esse processo altera a biodiversidade dentro das paisagens fragmentadas, promovendo uma remoção prioritariamente de grandes animais com impactos sobre o controle de animais menores, especialmente predadores de sementes e herbívoros.

Uma hipótese para tentar achar as espécies responsáveis por essa intensa predação é a de que a redução na quantidade de habitat disponível desencadeou uma mudança nas populações de fauna que habitam essas paisagens, havendo uma diminuição da riqueza e da abundância das espécies que conseguem sobreviver ao longo de um gradiente de cobertura florestal (especialistas de habitat) por aquelas que são favorecidas pelo desmatamento (Tschardt *et al.*, 2008) as generalistas. A hipótese de *turn over* compensatório poderia explicar a elevada taxa de predadores de sementes grandes em todo o gradiente, devido a substituição das espécies (Morante-Filho *et al.*, 2015; Estavilho *et al.*, 2013; Martensen *et al.*, 2012).

O fato de o habitat encontrar-se reduzido concomitante com a intensa caça no sul da Bahia poderia explicar a alta taxa de predação das sementes, como foi visto por Fleury (2003) e Guariguata *et al.*, (2002), em estudos onde tiveram uma alta taxa de predação de sementes por pequenos roedores. Para os nossos resultados, é interessante notar que todos os sítios que tiveram um percentual de cobertura florestal menor,

tiveram 100% de predação, enquanto que nos sítios que tiveram alguma germinação, foi justamente aonde teve um menor desmatamento.

Foi observada uma fraca relação entre a cobertura florestal e a *Lecythis pisonis* porém, na área de menor cobertura a predação foi ainda mais intensa. Assim, foi visto que não houve diferenças significativas de crescimento ou na predação ao longo do gradiente. Para a *Manilkara maxima*, as variáveis não tiveram correlação com os resultados de predação da espécie nem com o desenvolvimento daquelas que conseguiram sobreviver. A capacidade dessas espécies em se regenerar, de estabelecer novos indivíduos e assim perpetuar a espécie parece ser extremamente baixa em todas as áreas analisadas, com uma influencia pequena da perda de habitat.

## 7. CONCLUSÕES

O relativo baixo sucesso na germinação das espécies de *Manilkara máxima* e *Lecythis pisonis*, provavelmente, reflete o que acontece com outras espécies que habitam a mata atlântica brasileira. As espécies com grandes impossibilidades de germinar devido à influência da cobertura florestal das paisagens que essas espécies estão inseridas, junto com uma intensa predação por parte de alguns animais.

Apesar da intensa predação, ao que parece a cobertura não influencia crescimento, ao menos no tempo analisado, o que pode ser alerta para restauradores, devemos plantar mudas e não semear as plantas de sementes grandes.

Apesar do estudo não apontar quais animais são os responsáveis diretos por essa intensa predação, certamente é possível afirmar que são animais vertebrados e que apesar das mudanças sabidas que ocorrem nas comunidades de potenciais predadores de sementes, efeitos compensatórios podem manter alta a taxa de predação ao longo da mudança da cobertura das paisagens.

## 8. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ALGER, K. ; CALDAS, M. 1996. Cacau na Bahia. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, vol.20, no.117. p.28-35.

ALMEIDA, D. S. 1998. Recuperação ecológica de paisagens fragmentadas. *Série técnica IPEF*.vol. 12, no. 32, p. 99-104.

ALMEIDA Jr. E. B. 2013. *Manilkara* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB14479>>. Acesso em 10 de agosto de 2017.

ALMEIDA, R.O.P.O.; SANCHEZ, L.E. 2005. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Árvore*, vol. 29, no.1, p. 47-54.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES G., J. L.; SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, vol. 22, no. 6, 711–728.

AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, vol. 75, no. 2, p. 330–351.

AZEVEDO, V.C.R.; KANASHIRO, M.; CIAMPI, A.Y.; GRATTAPAGLIA, D. 2007. Genetic structure and mating system of *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev., A heavily logged amazonian timber species. *Journal of Heredity*, vol.98, p.646- 654.

BARBOSA, M.R.V.; THOMAS, W.W. Biodiversidade, conservação e uso sustentável da Mata Atlântica no Nordeste. In: ARAÚJO, E. L.; MOURA, A. N.; SAMPAIO, E. S.B.; GESTINARI, L. M. S.; CARNEIRO, J. M.T. 2002. (Ed.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: UFRPE/SBB, Imprensa Universitária, p.19-22.



BARROS, F. A. Efeito de Borda em Fragmentos de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ. 2006. Universidade Federal Fluminense. Niterói. Dissertação de Mestrado em Ciência Ambiental. 112 p.

BENCHIMOL, M.; TALORA, D. C.; MARIANO-NETO, E.; OLIVEIRA, T. L. S.; LEAL, A.; MIELKE, M. S. ; FARIA, D. 2017. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, v. 384, p. 314-322.

BLEHER, B; BOHNING-GAESE, K. 2001. Consequences of frugivores diversity for seed dispersal, seedling establishment and spatial pattern of seedlings and trees. *Oecologia*, vol. 129, p.385-394.

CÂMARA, I. G. 1983. Tropical moist forest conservation in Brazil. In: S. L. Sutton; T. C. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.). *Tropical Rain Forest: ecology and mangement*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 413-421.

CANALE, G. R.; PERES, C. A.; GUIDORIZZI, C. E.; GATTO, C.A., KIERULFF, M. C. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PlosOne*. vol. 7. no.8, p. 1-9.

CANSI, M. M. F. A. 2007. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da bacia do rio São João, RJ. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. 95p.

CAVALCANTE, P.B. 1996. Frutas comestíveis da Amazônia. 6.ed. Belém: CNPq/Museu Paraense Emílio Goeldi, 282p.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T. & PARDINI, R. 2003. FRAGMENTAÇÃO: ALGUNS CONCEITOS. IN: RAMALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/SBF, p. 23-40.



CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. 1995. Survival without disperses: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*, vol.9, no.3, p.675-678.

COLEY, P.D.; BARONE, J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. vol.27. p. 305-335.

COLLINGE, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, vol.36, no. 1, p. 59-77.

CONNELL, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in the rain forest trees. In : DEN BOER, P.J.; GRADWELL, G.R., (eds). *Dynamics of populations*. Centre for Agriculture Publications and Documentation, Wageningen, the Netherlands, p. 298 – 310

DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

DEBINSKI, D.; HOLT, R. 2000. A Survey and overview of habitats fragmentation. *Conservation Biology*, v. 14, no. 2, p. 342 – 355.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W.; FERNANDES, G. W.; BENSON, W. W. (Ed.). *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology*, New York, Wiley, cap. 13, p. 273–87.

DIGIOVINAZZO, P., FICETOLA, G.F., BOTTONI, L., ANDREIS, C., PADOA-SCHIOPPA, E., 2010. Ecological thresholds in herb communities for the management of suburban fragmented forests. *Forest Ecology and Management*. v. 259, no.3, p. 343–349.

DRINNAN, I.N., 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney. *Suburb. Biological Conservation*. vol.124, no.3, p. 339–349.

DUBOC, E. 2005. Desenvolvimento inicial e nutrição de espécies arbóreas nativas sob fertilização em plantios de recuperação de áreas de cerrado degradado. Jaboticabal, SP. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, 151 p.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. 2002. Limitations of animal seed dispersal for enhancing forest succession on degraded lands. p. 437-450. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/259971537\\_Limitations\\_of\\_Animal\\_Seed\\_Dispersal\\_for\\_Enhancing\\_Forest\\_Succession\\_on\\_Degraded\\_Lands?enrichId=rgreq-6a97ffc4287563b20ffa0b05769d6686XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzI1OTk3MTUzNztBUzoxMDE2MjU4MzAwNTE4NDJAMTQwMTI0MDg5NDU1MA%3D%3D&el=1\\_x\\_2&\\_esc=publicationCoverPdf](https://www.researchgate.net/publication/259971537_Limitations_of_Animal_Seed_Dispersal_for_Enhancing_Forest_Succession_on_Degraded_Lands?enrichId=rgreq-6a97ffc4287563b20ffa0b05769d6686XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzI1OTk3MTUzNztBUzoxMDE2MjU4MzAwNTE4NDJAMTQwMTI0MDg5NDU1MA%3D%3D&el=1_x_2&_esc=publicationCoverPdf)>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2017.

ESTAVILHO, C.; PARDINI, R.; DA ROCHA, P. L. B. 2013. Forest Loss and the Biodiversity Threshold: An Evaluation Considering Species Habitat Requirements and the Use of Matrix Habitats. Plos One. vol. 8.no. 12.e82369.

FAHRIG, L., 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation, vol. 100, no 1, p. 65–74.

FAHRIG, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, vol. 34, p. 487–515.

FAHRIG L. 2017 Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics vol. 48. No prelo.

FARIA, D. M. D. E. 2006. Bat and Bird Assemblages from Forests and Shade Cacao Plantations in Two Contrasting Landscapes in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. - Biodivers. Conserv, vol. 15, no 2, p. 587–612.

FARIA, D.; BAUMGARTEN, J. 2007. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. vol.16, no. 2, p. 291-312.

FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R.; FERREIRA, D.F. 2010. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos. *Revista Árvore*. vol. 34, no.4. p. 651-660.

FIASCHI, P.; PIRANI, J. R. 2009. Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution*, vol. 47, p.477-496.

FLEURY, M. 2003. Efeito da fragmentação florestal na predação de sementes da palmeira jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) em florestas semidecíduas do Estado de São Paulo, Piracicaba. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. 101 p.

FORGET, P. M. 1990. Seed Dispersal of *Vouacaporia Americana* by caviopomorph rodents in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 6, p.459-468.

FORGET, P. M. 1992. Seed removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). *Biotropica*, vol.24, no. 3, p.408-414.

FORGET, P. M.; MERONA, J. M. R.; JULLIOT, C. 2001. The effects of forest type, harvesting and stand refinement in a tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 17, p.593-609.

FORMAN, R. T. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscape end regions. Cambridge: Cambridge University Press. 632p.

FONSECA, M. T. L. 1985. A Extensão Rural no Brasil, um projeto educativo para o capital. São Paulo: Edições Loyola, Coleção Educação Popular. 192 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 2010. Global forest resources assessment 2010. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1995-2000. São Paulo, SOS Mata Atlântica/INPE/ISA.

GASCON, C.; WILLIAMSON, B.; FONSECA, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, vol. 288, p. 1356-1358.

GOMES, F. S. 2010. Efeitos da perda de habitat sobre os grupos funcionais da assembléia de árvores e arbustos regenerantes da Floresta Atlântica. Universidade Federal da Bahia. Dissertação de Mestrado em ecologia e biomonitoramento. 53 p.

GREENHALL, A. M. 1965. Sapucaia nut dispersal by greater spear-nosed bats in Trinidad. *Science*, vol. 5, p. 167-171.

GUARIGUATA, M. R.; ADAME, J. J. R.; FINEGAN, B. 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forests with contrasting protection levels. *Conservation Biology*, Cambridge v. 14, no. 4, p. 1046-1054.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. 2007. Os insetos: um resumo de entomologia. 3ª ed. São Paulo, Roca, 456 p.

HAFFER, J. 1987. Quaternary history of tropical America. In: WHITMORE, T. C.; PRANCE, G. T. (Ed.). *Biogeography and Quaternary history in tropical America*. Oxford: Clarendon Press. p. 1-18.

HOWE, H.F.; MIRITI, M.N. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience*, vol. 54, no.7, p. 651-660.

JANSEN, P. A.; BARTHOLOMEUS, M.; BONGERS, F.; ELZINGO, J. A.; OUDEN, J. D.; VAN WIEREN, S. E.; The role of seed size in dispersal by scatter-hoarding



rodent . In: D. J. LEVEY; W. R. SILVA; M, GALLETTI (eds). 2002. Seed dispersal and frugivory. Ecology, evolution and conservation. Wallingford: CABI publishing. p. 209-226.

JORDANO, P., GALETTI, M., PIZO, M.A. & SILVA, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In *Biologia da conservação: essências* (C.F.D. ROCHA; H.G. BERGALLO; M.A.S. ALVES, eds). Rima, São Carlos, p. 411-436.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biol. Conserv*, vol. 163, 49–57.

JUNIOR, A. W.; FRANZON, R. C.; SILVA, J. O. C.; SANTOS, C. E. M.; GONÇALVES, R. S.; BRUCKNER, C. H. 2007. Efeito da temperatura na germinação de sementes de três espécies de Jabuticabeira. *Revista Ceres*, vol. 54, no. 314, p. 345-350.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. 1997. Edge - related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. in: LAURANCE, W. F.; Bierregaard, R. O. (eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

KUBES, J. 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning*, vol. 35, no. 4, p. 231-240.

LARCHER, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, São Carlos. 531 p.

LAURANCE, W. F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD Jr., R. O. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and*



conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, p. 71-83.

LAURANCE, W.F., CAMARGO, J.L.C., LUIZÃO, R.C.C., LAURANCE, S.G., PIMM, S.L., BRUNA, E.M., STOUFFER, P.C., BRUCE WILLIAMSON, G., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H.L., VAN HOUTAN, K.S., ZARTMAN, C.E., BOYLE, S.A., DIDHAM, R.K., ANDRADE, A., LOVEJOY, T.E., 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biol. Conserv.*, vol. 144, no. 1, p. 56–67.

LAURANCE, W. F., NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R. C. C.; RIBEIRO, J. E. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape divergence hypothesis. *Plos one*, vol. 2, no.10.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J.; CUNNINGHAM, R. B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biol. Conserv.* vol. 124, no. 3, p. 311–316.

LIMA, J. S.; MAROTI, P. S.; SILVA-MANN, R.; GOMES, L. J. 2011. Ethnobotanical survey of wild food plants by rural communities surrounding the PARNASI, Sergipe, Brazil. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability.* vol, 5, no.1, p.44-52.

LIMA, M. M.; MARIANO-NETO, E. 2014. Extinction thresholds for Sapotaceae due to Forest cover in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management.*, vol. 312, p. 260–270.

LOPES, A.V.A.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M., 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 6, p. 1154–1165.

LYNCH, J.D. 1979. The amphibians of the lowland tropical forests. In: *The South American Herpetofauna: Its Origin, Evolution and Dispersal* (W.E. Duellman, ed.) *Mus. Nat. Hist., Univ. Kansas, Monogr.*, no. 7. p.189-215.

MAIA SANTOS, J. 2002, Análise da paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira. Dissertação de Mestrado. INPE. São José dos Campos, SP.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A. B. 2015. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity Conservation*. vol. 24, no. 9, p. 2305–2318.

MARTENSEN A. C.; RIBEIRO M. C.; BANKS-LEITE C.; PRADO P. I.; METZGER J. P., 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*. vol. 26, no.6, p. 1100–11.

MAYER, A. M.; POLJAKOFF-MAYBER, A. 1989. The germination of seeds. 270 p. London: Pergamon Press.

MATLACK, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* vol, 66, no.3, p.185 - 194.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M., BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* vol. 142, p. 1166–1177.

MITTERMEIER, R. A.; COIMBRA-FILHO, A. F.; CONSTABLE, I. D.; RYLANDS, A.B.; VALLE, C. M. 1982. Conservation of primates in the Atlantic Forest of Brazil. *InL Zoo. Yearbook*, vol.22, p.2-17.

MMA/SBF. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/SBF.

MONTOYA, D., ALBURQUERQUE, F.S., RUEDA, M., RODRÍGUEZ, M.A. 2010. Species' response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis? *Oikos*, vol. 119, no. 8, p. 1335–1343.

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*, e0128923, vol. 10, no. 6.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia*, vol. 33, no. 2, p. 233-245.

MORI, S. A. 1988. Biologia da Polinização em Lecythidaceae. *Acta botânica Brasileira*, vol.1, no.2, p.121-124, 1988.

MORI, S. A.; SILVA, L. A. M.; SANTOS, T. S. Dos. Observações sobre a fenologia e biologia floral de *Lecythispisonis* Cambess. (lecythidaceae). *Revista Theobroma*, vol. 10, no.3, p.103-111.

MORI, S. A. 2001. Família da Castanha-do-Pará: Símbolo do Rio Negro. In: DRAUZIO, V (Coord.) *Florestas do Rio Negro*. Campanha das Letras: UNIP, São Paulo, p. 121-141. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/guiaigapo/images/livro/RioNegro04.pdf>>. Acessado em 10 de Agosto de 2017.

MORI, S. A.; PRANCE, G. T. 1979. LECYTHIDACEAE - PART I: The Actinomorphicflowered New World Lecythidaceae. *Flora Neotropica Monograph*, vol, 21, no.I, p. 1-271.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, vol, 10, p. 58-62.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403, p. 845-853.

NEPSTAD, D. C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398, p. 505–508.

ODUM, E. P. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara, 201 p.

OLIVEIRA, L. C.; 2014. Efeitos da perda de habitat na densidade de indivíduos e fenologia reprodutiva de *Euterpe edulis* na região sul da Bahia. Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de mestrado em ecologia e conservação. 107 p.

OLIVEIRA, L. C.; HANKERSON, S.J.; DIETZ, J.M.; RABOY, B.E. 2009. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, vol.13, p.60-70

OLIVER, W.L.R.; SANTOS, I.B. 1991. Threatened Endemic Mammals of the Atlantic Forest Region of South-East 126 p. Brazil. Special Scientific Report, No. 4, Jersey Wildlife Preservations Trust.

PARKER, T. A. III; STOTZ, D.F; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A. III; MOSKOVITS, D.K. (editors). 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Illinois. p. 131-146.

PENNINGTON, T. D. 1990. Sapotaceae. *Flora neotropica monograph*. New York Botanical Garden. No. 52. New York.

PENNINGTON, T. D. 2004. Sapotaceae (Sapodilla family). In: SMITH, N.; MORI, S. A.; HENDERSON, A.; STEVENSON. D. W, HealdSV (eds) *Flowering plants of the neotropics*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, p. 342–344



PERES, C. A.; VAN ROOSMALEN, M. 2002. Primate frugivory in two species-rich neotropical forests implications for the demography of large-seed plants in overhunted areas. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALLETI, M. (eds.). Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation. Wallingford: Cabi Publishing. Cap. 27, p.407-422.

PESSOA, S. P.; SANTOS, L. R.; TALORE, D. C.; FARIAH, D.; MARIANO-NETO, E.; HAMBUCKERS, A. CAZETTA, A. 2016. Fruit biomass availability along a forest cover gradient. BIOTROPICA, vol. 49, no. 1, p. 45–55.

PESSOA, M. S.; VLEESCHOUWER, K. M.; AMORIM, A. M.; TALORA, D.C. 2011. Calendário fenológico: Uma ferramenta para auxiliar no cultivo de espécies arbóreas nativas da floresta atlântica no sul da Bahia. Ilhéus: Editus. vol.1, 128p.

PINTO, S.R.R., MENDES, G., SANTOS, A.M.M., MATEUS, DANTAS, TABARELLI, M., MELO, F.P.L., 2010. Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of Brazilian Atlantic forest fragments. Trop. Conserv. Sci. 3, p. 389–402.

PARDINI, R., BUENO, A.A., GARDNER, T.A., PRADO, P.I., METZGER, J.P., 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscape. PlosOne vol. 5, no. 3, p. 1–10.

PARDINI, R., FARIA, D., ACCACIO, G.M., LAPS, R.R., MARIANO-NETO, E., PACIENCIA, M.L.B., DIXO, M., BAUMGARTEN, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. Biological Conservation, vol. 142, p. 1178–1190.

PRANCE, G. T. 1982. Forest refuges: Evidence from Woody Angiosperms. In: PRANCE, G. T. (ed) Biological Diversification in the Tropics. Columbia University Press, New York, p.137-156.



PRANCE, G. T.; MORI, S. A. 1979. Lecythidaceae - Part I: The actinomorphicflowered New World Lecythidaceae. *Flora Neotropica Monogr*, vol. 21, p. 1-270.

RABOY, B.E.; CANALE, G. R.; DIETZ, J.M. 2008. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a Review of Eastern Brazilian Marmosets. *International Journal of Primatology*, vol.29, p.449-467.

R CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 8 de setembro de 2016.

REGO, S. S.; NOGUEIRA, A. C.; KUNIYOSHI, Y. S.; SANTOS, A. F. 2009. Germinação de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (H.B.K.) Berg. em diferentes substratos e condições de temperaturas, luz e umidade. *Rev. Brasileira de sementes*, vol. 31, no.2, p. 212-220.

ROCHA-SANTOS, L.; BENCHIMOL, M.; MAYFIELD, M. M.; FARIA, D. M.; PESSOA, M. S.; TALORA, D.C.; MARIANO-NETO, E.; CAZZETA, E. 2017. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PlosOne*, v. 12, no.4, p. e017554.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M. 2009. Brazilian Atlantic Forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, Essex, vol. 142, no. 6, p. 1141-1153.

RIGUEIRA, D. M. G.; ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodiversity Conservation*.vol. 22, p. 3141–3163.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia*, vol, 57, p.63-74.

SAMBUICHI, R. H. R. 2003. Ecologia da vegetação arbórea de cabruca - Mata Atlântica raleada utilizada para cultivo de cacau - na região sul da Bahia. Brasília: Universidade de Brasília. Tese de Doutorado. 157p.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, London, vol. 404, p. 72-74.

SILVIUS, K. M.; FRAGOSO, J. M. V. 2002. Pulp handling by vertebrate seed dispersers increases palm seed predation by bruchid beetles in the northern Amazon. *Journal of Tropical Ecology*. vol. 90. p.1024-1032.

STEVEN, D. De. 1994. Tropical seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* vol. 10, no.3, p. 369-383.

THOMAS, W. W.; JARDIM, J. G.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M. 2003. Lista preliminar das espécies de angiospermas endêmicas do sul da Bahia e norte do Espírito Santo, Brasil (Preliminary list of locally endemic plants of southern Bahia and northern Espírito Santo, Brazil). In: PRADO, P. I.; LANDAU, E. C.; MOURA, R.T., PINTO, L.P.S.; FONSECA G.A.B., ALGER, K. (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Publicação em CD - ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.

THOMAS, W.W.; DE CARVALHO, A .M.V.; AMORIM, A.M.A.; GARRISON, J.; ARBELÁEZ, A.L. 1998. Plant endemism in two forests in Southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. Chapman & Hall, vol. 7, p. 311-322.

TSCHARNTKE, T.; SEKERCIOGLU C. H.; DIETSCH T. V.; SODHI N. S.; HOEHN P.; TYLIANAKIS J. M. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*. vol. 89, no.4, p. 944-951.

TURNER, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. vol. 33, p. 200-209.

TURNER, I. M.; CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 11, no.8, p. 330-333.

WILLIAMS - LINERA, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forested edges in Panama. *Journal of Ecology* vol, 78, no.2, p.356 – 373

WHITE, T.C.R. 1984. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia*, vol. 63, no.1, p. 90-105.

WRIGHT, S.J.; DUBER, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyracea*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* vol. 33, no.4, p. 583–595.

WRIGHT, S. J.; STONER, K. E.; BECKMAN, N.; CORLETT, R. T.; DIRZO, R.; MULLERLANDAU, H. C.; NUÑEZ-ITURRI, G.; PERES, C. A.; WANG, B. C. 2007. The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. *Biotropica*, vol. 39, no.3, p. 289–291.

VAN DER HOEEK, Y.; RENFREW, R.; MANE, L.L., 2013. Assessing regional and interspecific variation in threshold responses of forest breeding birds through broad scale analyses. *PLoS ONE* 8. e55996.

VANDER WALL, S. B. 1990. *Food hoarding by animals*. Chicago: Chicago University Press. 445p.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica Ipef* vol. 12, no. 32, p. 25-42.

VILLARD, M.A.; METZGER, J.P. 2014. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, vol. 51, p. 309–318.