

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

DISSERTAÇÃO

ATRASO NA RESPOSTA DE PALMEIRAS (ARECACEAE) ÀS
ALTERAÇÕES DE UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA

Tarlile Barbosa Lima

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

ATRASO NA RESPOSTA DE PALMEIRAS (ARECACEAE) ÀS
ALTERAÇÕES DE UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA

TARLILE BARBOSA LIMA

Sob orientação da Professora Dr.^a

Alexandra Pires

e Co-orientação da Professora Dr.^a

Paula Koeler Lira

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ

Abril de 2018

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B223a Barbosa Lima, Tarlile, 1987-
Atraso na resposta de palmeiras (Arecaceae) às
alterações de uma paisagem de Mata Atlântica / Tarlile
Barbosa Lima. - 2018.
36 f.: il.

Orientadora: Alexandra Pires Fernandez.
Coorientadora: Paula Koeler Lira.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em
Ciências Ambientais e Florestais, 2018.

1. Estrutura da paisagem. 2. Fragmentação de
habitats. 3. Palmeiras (Arecaceae). 4. Atraso na
resposta de espécies (débito de extinção e crédito de
espécies). 5. Mata Atlântica. I. Fernandez, Alexandra
Pires, 1974-, orient. II. Lira, Paula Koeler, 1979-
coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais e Florestais. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

TARLILE BARBOSA LIMA

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciências** no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 25 / 04 / 2018

Dr^a. Alexandra Pires UFRRJ

Dr^a. Rita de Cássia Quitete Portela UFRJ

Dr. Jayme Augusto Prevedello UERJ

Agradecimentos

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, em especial ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Florestas e todos os seus membros, pelo acolhimento e parceria em todos os momentos.

Aos meus irmãos, Vinícius e Matheus, pela compreensão, suporte e carinho.

À minha família, por me apoiarem e permitirem viver livremente minhas escolhas.

À minha companheira Ellen, pela cumplicidade, compreensão, paciência, incentivo e amor.

Aos amigos do Programa de pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais e Programa de pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável, que foram fundamentais nessa jornada. Gratidão por cada momento.

A todos professores do Programa de pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, obrigado por contribuírem substancialmente para o meu amadurecimento profissional.

À minha orientadora Alexandra Pires e co-orientadora Paula Lira, pela orientação e grande aprendizado ao longo desses dois anos.

À Msc. Ivana Cola Valle, pela disponibilização do fotomosaico utilizado na elaboração do plano de manejo da APA da Bacia do Rio São João.

Ao Serviço Geológico do Estado do Rio de Janeiro, pela disponibilização das fotografias aéreas, em especial à geógrafa Gabriela Vianna, pelo auxílio com as fotografias.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

À comissão examinadora, pela gentileza e prontidão para compor a banca dessa dissertação.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente participaram desse estudo.

*“Vou voltar, sei que ainda vou voltar
Vou deitar à sombra de uma palmeira, que já não há
Colher a flor, que já não dá...”*

Chico Buarque

*“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo,
qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim.”*

Chico Xavier

RESUMO

BARBOSA, Tarlile Lima. **Atraso na resposta de palmeiras (Arecaceae) às alterações de uma paisagem de Mata Atlântica.** 2018. 35p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, Conservação da Natureza). Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

O histórico de intensa perturbação do bioma Mata Atlântica resultou na perda e fragmentação de suas paisagens. Evidências sugerem que comunidades de plantas podem responder com atraso às alterações na estrutura da paisagem, assim extinções de espécies que apresentam maior longevidade podem ocorrer com atraso, por um longo tempo após uma alteração ambiental. Arecaceae (palmeiras) está entre as famílias de maior longevidade no reino vegetal e suas espécies desempenham um papel fundamental na estrutura e funcionamento das florestas tropicais. O presente trabalho investigou a existência de atraso na resposta da comunidade de palmeiras às alterações em uma paisagem de Mata Atlântica do norte do estado do Rio de Janeiro. Para identificar a existência do atraso, examinou-se o efeito da estrutura da paisagem presente (2000) e passada (1970) sobre a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos. Para isso foram criados Modelos Lineares Generalizados para avaliar a influência do tamanho e cobertura florestal de nove fragmentos sobre a riqueza e abundância de espécies de palmeiras em diferentes estágios de desenvolvimento. Somente a abundância de indivíduos foi melhor explicada pelos modelos selecionados. Os resultados sugerem a existência de um atraso na resposta de palmeiras em alguns estágios de desenvolvimento. O atraso encontrado evidencia que os efeitos da alteração da paisagem podem ser ainda mais drásticos em alguns casos, mas também que ainda há tempo para implementação de medidas que priorizem a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Estrutura da paisagem, fragmentação de habitats, palmeiras.

ABSTRACT

BARBOSA, Tarlile Lima. **Delay in response of palm (Arecaceae) to the changes of an Atlantic Forest landscape.** 2018. 35p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, Conservação da Natureza). Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

The history of intense disturbance of the Atlantic Forest biome resulted in the loss and fragmentation of its landscapes. Evidence suggests that plant communities may respond late to changes in landscape structure, so extinctions of species that exhibit longer longevity may occur late, for a long time after an environmental change. Arecaceae (palms) are among the longest-lived families in the plant kingdom and their species play a key role in the structure and functioning of tropical forests. The present work investigated the existence of a delay in the response of the palm community to the changes in an Atlantic Forest landscape in the north of the state of Rio de Janeiro. To identify the existence of the delay, we examined the effect of the present (2000) and past (1970) landscape structure on species richness and abundance of individuals. For this purpose, generalized linear models were created to evaluate the influence of size and forest cover of nine fragments on the richness and abundance of palm species at different stages of development. Only the abundance of individuals was better explained by the selected models. The results suggest that there is a delay in palm response at some stages of development. The delay found shows that the effects of landscape change can be even more drastic in some cases, but also that there is still time to implement measures that prioritize biodiversity conservation.

Keywords: Landscape structure, habitat fragmentation, palms.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Histórico da paisagem de estudo.....	15
Figura 2. Área do fragmento Santa Helena e cobertura florestal em raios de 100 a 1.000 metros nos anos de 1970 e 2000.....	16

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Modelos de regressão simples dos efeitos da estrutura da paisagem passada (1970) e presente (2000) sobre a riqueza e abundância de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.....	18
Tabela 2. Tamanho e cobertura florestal em raios de 100 a 1.000 m a partir do ponto central de cada fragmento em 2000, para nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil, nos anos de 1970 e 2000.....	21
Tabela 3. Número de indivíduos de plântulas (P), adultos (A) e total (T) das diferentes espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.....	24
Tabela 4. Modelos de regressão simples considerados plausíveis ($\Delta AICc \leq 2$) para explicar variação da riqueza de espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.....	26
Tabela 5. Modelos de regressão simples considerados plausíveis ($\Delta AICc \leq 2$) para explicar variação da abundância de espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.....	28

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAL E MÉTODOS.....	15
ÁREA DE ESTUDO	15
COLETA DE DADOS.....	17
Estrutura da paisagem	17
Comunidade de Arecaceae	18
ANÁLISE DE DADOS	19
RESULTADOS	21
DISCUSSÃO	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats são dois dos principais processos responsáveis pela perda da biodiversidade na região Neotropical (Fahrig, 2003, Laurence & Peres, 2006), resultando em diversas alterações na estrutura da paisagem, como a redução da área de habitats, aumento do perímetro de bordas das florestas, redução do seu tamanho e maior isolamento (Fahrig, 2003). As condições microclimáticas da borda dos fragmentos são afetadas pela penetração direta da radiação solar, incisão de ventos quentes e secos, redução da unidade do ar, alterando a estrutura da vegetação em direção ao centro do mesmo, resultando nos efeitos de borda (Laurence *et al.* 2011). Como consequência desse processo, as populações naturais que se encontram em fragmentos sofrem mudanças nos seus padrões de dispersão e migração em decorrência da alteração do habitat, resultando na extinção local de espécies (Laurence *et al.*, 1998, Nascimento & Laurence, 2006). Entretanto, algumas espécies não são perdidas imediatamente após uma perturbação ambiental.

Em habitats fragmentados a persistência de espécies previstas para se extinguirem pode resultar em um atraso nas extinções (Kuussaari *et al.*, 2009), e conseqüentemente em um atraso no estabelecimento de um novo equilíbrio da biodiversidade após a perturbação ambiental. Tais eventos caracterizam o débito de extinção, que compreende o número de espécies previstas para se tornarem extintas em resposta às perturbações ambientais pretéritas (Tilman *et al.*, 1994).

Contudo, o oposto à perturbação ambiental também pode ocorrer, o aumento na qualidade de habitats como a restauração florestal e restabelecimento da conectividade, podendo acionar processos imigratórios, porém essas imigrações podem não ocorrer imediatamente após esses eventos, resultando em um crédito de espécies. De acordo com Hanski (2000), o crédito de espécies é o número de espécies que eventualmente poderão se beneficiar após uma mudança ambiental, o que pode ocorrer através do restabelecimento de espécies localmente extintas, do resgate de populações declinantes ou da eliminação do risco iminente de extinção de espécies devido ao aumento da abundância de seus indivíduos.

O estudo do atraso na resposta das comunidades biológicas às alterações da paisagem é de grande relevância para o planejamento da conservação da biodiversidade,

pois o fenômeno de débito de extinção pode não ser facilmente evidenciado, subestimando o número de espécies extintas em decorrência à uma perturbação ambiental (Hanski, 2002, Kuussaari *et al.*, 2009). Uma vez identificado o débito de extinção, há tempo hábil para a implementação de medidas conservacionistas, como a restauração de habitats (Hanski, 2000, Kuussaari *et al.*, 2009), recuperando populações em declínio. Também é de suma importância considerar o crédito de espécies, pois esse fenômeno considera o estabelecimento tardio tanto de espécies especialistas, quanto de generalistas, nativas ou não, destacando eventos limitantes à dispersão de propágulos, fatores abióticos que restringem o desenvolvimento, sobrevivência ou reprodução das espécies (Jackson e Sax, 2010, Bagaria *et al.*, 2015). Sendo assim, estudos que identificam atrasos na resposta das espécies em ecossistemas com histórico de perturbação e aumento na qualidade de habitats são fundamentais para a conservação e manutenção da biodiversidade.

O bioma Mata Atlântica sofreu um histórico de intensa perturbação ambiental, caracterizado pela perda, fragmentação (Tabanez & Viana, 2000, Pessoa & Oliveira, 2005, Tabarelli *et al.*, 2005) e degradação de habitats. O somatório atual de seus remanescentes corresponde a 7% de sua cobertura florestal original (Myers *et al.*, 2000, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2002). Entretanto, diversos estudos recentes revelam que a implementação de ações de restauração ecológica aliados à atuação dos processos sucessionais resultaram na recomposição da estrutura de algumas comunidades (Moraes & Pereira 2003, Moraes *et al.*, 2006, Sansevero, 2008). Devido a esses fatos, é possível que paisagens de Mata Atlântica ainda estejam respondendo com atraso às alterações ambientais passadas e que haja atuação dos fenômenos de débito de extinção e crédito de espécies.

No Brasil existem 38 gêneros e 282 espécies de Arecaceae, das quais cerca de 122 espécies são endêmicas (Leitman *et al.* 2012). Os maiores centros de diversidade do grupo no Brasil são a Amazônia (135 spp.), o Cerrado (92 spp.) e a Mata Atlântica (62 spp.) (Leitman *et al.* 2012). Devido à sua abundância e riqueza de espécies em florestas neotropicais as palmeiras desempenham um papel fundamental na estrutura e funcionamento desses ecossistemas (Durán & Franco, 1992, Muller *et al.*, 2014). São consideradas de grande importância como recurso alimentar para diversos animais (morcegos, mamíferos não-voadores, aves, répteis, peixes e insetos) que consomem seus frutos e dispersam suas sementes (Zona & Henderson, 1989; Peres, 2000). As palmeiras apresentam longos períodos de frutificação e pouco sincrônicos tornando seus frutos

disponíveis durante grande parte do ano, inclusive nos períodos de escassez de alimentos (Henderson, 2002). Por esses motivos o grupo é considerado um importante componente de paisagens em regeneração, sobretudo em áreas com perturbações ambientais severas (Lorenzzi *et al.*, 2004, Muller *et al.*, 2014)

Arecaceae está entre as famílias de maior longevidade no reino vegetal (Henderson, 2002). Recentes estudos que investigam o atraso na resposta de espécies às alterações na paisagem (e.g. Bagaria *et al.*, 2015, Gonzalez-Varo *et al.*, 2016, Kimberley *et al.*, 2016) demonstram que espécies longevas e especialistas de habitats apresentam maior tendência a responder com atraso às alterações na estrutura da paisagem, do que espécies generalistas. Outros fatores podem acarretar no atraso da resposta das comunidades de palmeiras, para espécies com dispersão restrita por exemplo, alterações nos padrões de dispersão de sementes podem acarretar em diminuições no recrutamento de plântulas (Galetti, 2006). A estratégia reprodutiva de algumas espécies também pode contribuir para a existência de um atraso na resposta, já que as espécies que se reproduzem exclusivamente de forma sexuada responderiam mais rápido às alterações da paisagem do que aquelas que possuem também a capacidade de se reproduzir assexuadamente.

Com base no que foi dito acima, o objetivo do presente estudo foi investigar os efeitos da alteração de uma paisagem de Mata Atlântica sobre a comunidade de palmeiras, considerando as espécies que ocorrem predominantemente em áreas florestais, bem como fazendo uma análise detalhada das espécies com dispersão restrita de sementes e espécies que se reproduzem exclusivamente de forma sexuada.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Foram estudados nove fragmentos florestais, sendo dois Reservas Biológicas, ReBio Poço das Antas (22° 32' 38" S, 42° 16' 41" W, Decreto de criação 73.791/1974) e ReBio União (22° 25' 35" S, 42° 2' 4" W, Decreto de criação s/nº/1998) e os demais localizados em propriedades particulares. Os fragmentos, constituídos por Mata Atlântica de Baixada, estão inseridos na APA da bacia do Rio São João, com exceção da ReBio União, que é adjacente à mesma. A região compreende os municípios de Rio Bonito, Silva Jardim, Casimiro de Abreu e Rio das Ostras no norte do estado do Rio de Janeiro, recebendo influência direta da Bacia Hidrográfica do Rio São João, localizada politicamente na confluência de duas baixadas litorâneas, Baixada de Araruama e Baixada dos Goitacazes (Lima, 2006).

O clima da região é quente e úmido (Aw, de acordo com a classificação de Köppen), com temperatura média de 22,8°C e precipitação anual média de aproximadamente 1.900 mm, regularmente distribuída ao longo do ano, com estação seca entre os meses de maio e agosto (Lima, 2006). A vegetação da área pode ser classificada de acordo com Veloso *et al.* (1991) como Floresta Ombrófila densa apresentando as seguintes formações: floresta aluvial, floresta submontana, formação pioneira com influência fluvial, capoeira aluvial, capoeira submontana e campo antrópico (Lima *et al.*, 2006). Descrições detalhadas da composição florística da área podem ser obtidas em Carvalho (2005) e Lima *et al.* (2006).

A região onde os fragmentos estão localizados apresenta um histórico de intensa perturbação ambiental (Figura 1). As severas alterações são resultado da ascensão e declínio de diversos ciclos de exploração econômica. A partir do esgotamento do ciclo do café (1920) se inicia a extração de madeira na Fazenda da União, sediada no município de Casimiro de Abreu – RJ (atual ReBio União), destinada à produção de dormentes utilizados na construção da Ferrovia Leopoldina e lenha para abastecimento das “maria-fumaças” (Aguiar, 2015). Em 1940 é iniciado o plantio de *Eucalyptus saligna*, *E. alba* e em seguida de *E. citriodora* para o mesmo fim (atividade que se propagou até os anos 1960, com a substituição de lenha para diesel como fonte de energia das locomotivas). No ano de 1970 foi iniciado o asfaltamento da BR-101 e na década seguinte, os trens de

passageiros entre as cidades de Linhares – ES e Rio de Janeiro – RJ cessam suas atividades (Aguiar, 2015). De acordo com Pessoa (2003), ainda na década de 1980, precisamente em 1984, se iniciou a construção da represa de Juturnaíba no município de Silva Jardim – RJ agravando o cenário de perturbação ambiental (Viveiros de Castro & Fernandez, 2002).

Contudo, essa mesma área também tem sido submetida a uma concentração de esforços conservacionistas desde 1970. Através do Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado, em 1974, foi criada a ReBio Poço das Antas. Visando amortecer o histórico de perturbação ambiental, atividades conservacionistas se intensificaram na década de 1990. No período de 1993 a 1995, o Programa Mata Atlântica do Jardim Botânico do Rio de Janeiro inventariou mais de 360 espécies da flora e estudou as interações entre os organismos, o que possibilitou orientações de manejo e conservação das espécies na região sul e norte fluminense, englobando ações nas ReBios União e Poço das Antas (JBRJ, 2017). Em 1993 a Associação Mico-Leão-Dourado inicia a translocação dos primeiros grupos de *Leontopithecus rosalia* na Fazenda da União (Casimiro de Abreu – RJ). O Mico-Leão-Dourado se torna uma espécie bandeira na luta conservacionista e no ano de 1998, a Fazenda da União é repassada para o IBAMA, sendo criada a ReBio União.

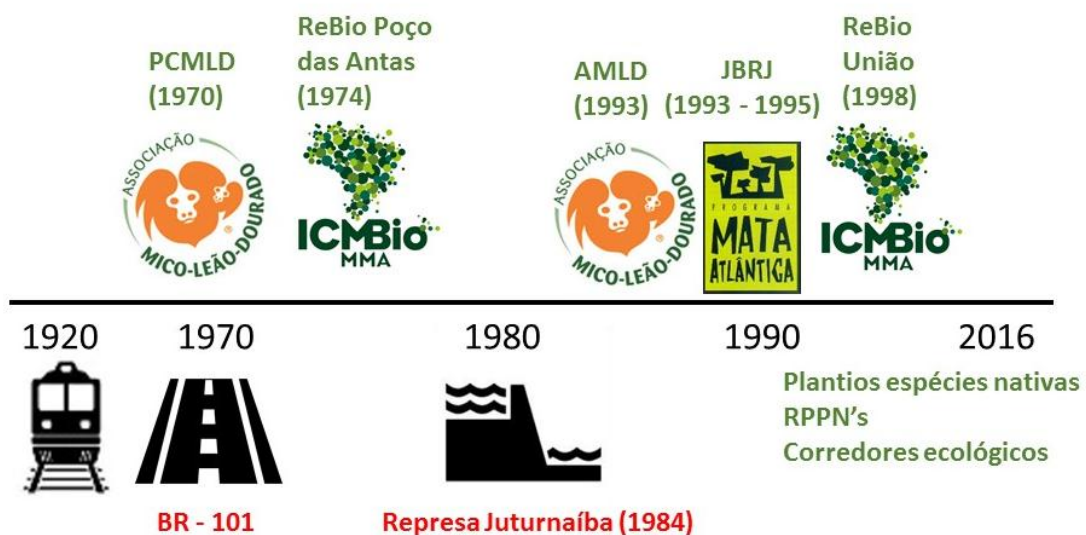


Figura 1: Histórico da paisagem de estudo. Os principais eventos de perturbação ambiental (em vermelho) e iniciativas conservacionistas (em verde) na área de estudo nos últimos 96 anos do Norte Fluminense, RJ, Brasil. PCMLD – Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado; AMLD – Associação Mico-Leão-Dourado; JBRJ – Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

COLETA DE DADOS

Estrutura da paisagem

A análise da estrutura passada e presente da paisagem foi baseada em 178 fotografias aéreas do ano de 1970 e em 57 do ano de 2000. As fotografias aéreas de 2000 (1:8.000) foram disponibilizadas pela empresa Ampla Energia e Serviços S. A. (antiga concessionária de distribuição de energia elétrica do Estado do Rio de Janeiro) e as fotografias de 1970 (1:20.000) foram cedidas pelo Serviço Geológico do Estado do Rio de Janeiro. Todas as fotografias aéreas foram digitalizadas e a seguir georreferenciadas, utilizando cerca de 30 pontos de controle distribuídos homogeneamente em cada fotografia. Após o georreferenciamento, as fotografias foram sobrepostas de acordo com seu ano de origem, resultando em dois fotomosaicos, um do ano de 1970 e outro do ano de 2000.

A paisagem de estudo foi delimitada considerando círculos com raios de 1.000 m a partir do ponto central em 2000 de cada um dos nove fragmentos estudados (Figura 2). Em alguns fragmentos de formato mais irregular, onde o ponto caiu em áreas não-florestais, o mesmo ponto foi deslocado para o centro da maior massa de floresta. Nos fotomosaicos de 1970 e 2000, a paisagem de estudo foi visualmente interpretada e mapeada, estabelecendo-se duas classes: floresta e não-floresta. O procedimento desde o georreferenciamento das fotografias aéreas até a interpretação visual dos fotomosaicos, foi realizado no *software ArcGIS* (ESRI 2015).

Para quantificar a estrutura da paisagem no passado e no presente utilizou-se duas métricas, o tamanho dos fragmentos e a cobertura florestal. A cobertura florestal foi calculada em raios de 100 a 1.000 m a partir do ponto central de cada fragmento no ano de 2000 (ver Figura 2). A distância de 100 m entre os raios foi estabelecida arbitrariamente, pois não se sabia *a priori* a escala em que a comunidade de palmeiras melhor responde à estrutura da paisagem. Tanto o tamanho dos fragmentos quanto a

cobertura florestal nos anos de 1970 e 2000 foram calculadas em hectares no *software ArcGIS* (ESRI 2015).

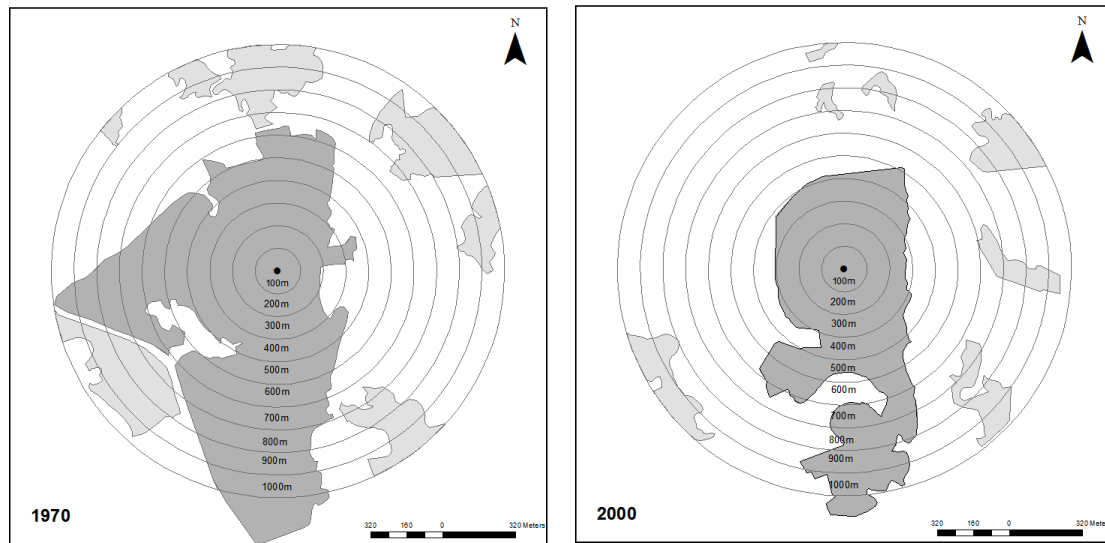


Figura 2: Área do fragmento Santa Helena (cinza escuro) e cobertura florestal em raios de 100 a 1000 metros (cinza escuro e cinza claro dentro dos círculos), nos anos de 1970 e 2000.

Comunidade de Arecaceae

O levantamento da comunidade de palmeiras nos nove fragmentos estudados foi realizado entre julho de 2002 e novembro de 2003, sendo referente ao desenvolvimento do projeto de doutorado da Prof^a. Dr^a. Alexandra Pires (Pires, 2006). Em cada fragmento foram amostradas 10 parcelas de 50 x 10 m (500 m² cada), resultando em um total de 0,5 ha. Todos os indivíduos de palmeiras encontrados em cada uma das parcelas foram identificados ao nível de espécie de acordo com Henderson *et al.* (1995) e classificados de acordo com seu estágio de desenvolvimento em plântulas, jovens ou adultos (ver Pires, 2006).

Para cada fragmento, a riqueza total de espécies foi definida através da soma do número de espécies encontradas em todas as parcelas amostrais. Foram calculadas ainda separadamente a riqueza de plântulas e de adultos, considerando apenas os indivíduos categorizados como tais. O mesmo foi feito para abundância de indivíduos encontrados nas parcelas. Sendo assim, também foi calculada a abundância total (total de indivíduos amostrados), abundância de plântulas e de adultos (somatório dos indivíduos categorizados de acordo com seus respectivos estágios de desenvolvimento) para cada fragmento. A separação entre plântulas e adultos foi feita, já que devido ao longo tempo

de vida desses organismos era esperado que os diferentes estágios respondessem de forma distinta às alterações na estrutura da paisagem. Os jovens não foram considerados separadamente por representarem uma ampla variação da idade dos indivíduos, sendo considerados apenas no somatório da riqueza e abundância total de cada fragmento.

ANÁLISE DE DADOS

Para verificar a existência de um atraso na resposta das palmeiras às alterações da paisagem, examinou-se o efeito da estrutura da paisagem presente (2000) e passada (1970) sobre a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos. De acordo com Lira *et al.* (2012) é possível assumir a existência de um tempo de atraso quando a estrutura da comunidade é melhor explicada pela estrutura da paisagem passada.

Para a análise dos efeitos da estrutura passada e presente da paisagem sobre a comunidade de palmeiras foram criados 23 modelos de regressão simples, sendo um o modelo nulo (sem efeito na estrutura da paisagem) e 22 modelos considerando cada uma das variáveis explanatórias – área do fragmento e cobertura florestal – isoladamente (Tabela 1). A inspeção dos resíduos dos modelos revelou que os erros de *Poisson* e a função log-link proporcionavam o melhor ajuste, sendo assim foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models*; GLMs).

Tabela 1: Modelos de regressão simples dos efeitos da estrutura da paisagem passada (1970) e presente (2000) sobre a riqueza e abundância de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.

Modelo	Variável Explanatória
Modn	Ausente
moda_70	Área dos fragmentos em 1970
moda_00	Área dos fragmentos em 2000
mod1_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 100 m
mod1_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 100 m
mod2_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 200 m
mod2_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 200 m
mod3_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 300 m
mod3_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 300 m
mod4_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 400 m

mod4_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 400 m
mod5_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 500 m
mod5_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 500 m
mod6_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 600 m
mod6_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 600 m
mod7_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 700 m
mod7_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 700 m
mod8_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 800 m
mod8_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 800 m
mod9_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 900 m
mod9_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 900 m
mod10_70	Cobertura florestal em 1970 em um raio de 1000 m
mod10_00	Cobertura florestal em 2000 em um raio de 1000 m

Os modelos foram criados independentemente para cada uma das seis variáveis respostas consideradas: riqueza total, riqueza de plântulas, riqueza de adultos, abundância total, abundância de plântulas e abundância de adultos. Foram realizadas cinco análises distintas, a primeira utilizando todas as espécies de palmeiras amostradas, a segunda considerando apenas espécies predominantemente florestais (*Astrocaryum aculeatissimum*, *Bactris vulgaris*, *Euterpe edulis*, *Geonoma pauciflora* e *G. schottiana*) (Henderson *et al.*, 2005; Lorenzzi *et al.*, 2004, Portela & Santos, 2011), e as demais utilizando separadamente as três espécies com maior número de indivíduos, *Astrocaryum aculeatissimum*, *Euterpe edulis* e *Geonoma schottiana* (ver Pires 2006). Foram consideradas seis variáveis respostas (riqueza total, riqueza de plântulas, riqueza de adultos, abundância total, abundância de plântulas e abundância de adultos) para os dois primeiros grupos e três (abundância total, de plântulas e adultos) para os demais.

Para cada um dos modelos concorrentes foi calculado o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (*Akaike's Information Criterion corrected*; AICc) (Burnham & Anderson, 2002). A plausibilidade de cada modelo foi estimada como a diferença entre os valores de AICc do modelo e do modelo com o menor AICc no conjunto de modelos concorrentes ($\Delta AICc$). Modelos com $\Delta AICc \leq 2$ foram considerados igualmente plausíveis. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software RStudio* versão 3.4.2 (R Development Core Team, 2017).

RESULTADOS

A área total mapeada para o ano de 1970 resultou em 1703,00 ha, já a paisagem total mapeada para 2000 foi de 1581,66 ha. Em 1970 a área dos fragmentos variou de 7,65 a 1476,68 ha, enquanto em 2000 variou de 18,73 a 1753,05 ha (Tabela 2). Em relação à cobertura florestal, considerando o maior raio (1.000 m), os valores das áreas variaram de 129,01 a 300,18 ha em 1970 e de 54,97 a 311,36 em 2000 (Tabela 2).

Considerando a comunidade de palmeiras, foram inventariados um total de 7.607 indivíduos pertencentes a nove espécies e sete gêneros distintos nos nove fragmentos estudados. A riqueza total variou de duas a oito espécies nos fragmentos estudados, enquanto a riqueza de plântulas variou de duas a oito espécies e a riqueza de adultos de três a seis espécies. Considerando somente as espécies florestais, a riqueza total variou de duas a cinco espécies nos fragmentos, enquanto a riqueza de plântulas variou de uma a quatro espécies e a riqueza de adultos apresentou a maior variação para essa comunidade, uma a cinco espécies (Tabela 3).

A abundância total variou de 275 a 1.520 indivíduos nos fragmentos estudados, a abundância de plântulas apresentou a variação de 12 a 457 indivíduos e a abundância de adultos variou de 25 a 335 indivíduos. Para as espécies florestais, a abundância total nos fragmentos variou de um a 413 indivíduos, o número de indivíduos adultos variou de um a 82 e o número de plântulas de 1 a 128. Para as espécies analisadas separadamente, *Astrocaryum aculeatissimum* apresentou variação da abundância total de 23 a 413 indivíduos, a abundância de plântulas variou de três a 128 indivíduos e o número de adultos variou de um a 82 indivíduos. A abundância total de *Euterpe edulis* variou de um a 332 indivíduos, enquanto o número de plântulas variou de dois a 37 indivíduos e o número de adultos apresentou uma variação de um a sete indivíduos. Para *Geonoma schottiana*, a abundância total variou de cinco a 324 indivíduos, já o número de plântulas variou de um a 73 indivíduos e o número de adultos de três a 71 indivíduos (Tabela 3).

Tabela 2: Tamanho e cobertura florestal em raios de 100 a 1.000 m a partir do ponto central de cada fragmento em 2000, para nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil, nos anos de 1970 e 2000.

Fragmentos	Tamanho (ha)		Cobertura florestal											
			100 m		200 m		300 m		400 m		500 m		600 m	
	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000
AJ	26,78	21,53	3,14	3,14	10,94	11,25	67,79	57,05	33,04	32,28	47,31	44,37	67,79	57,05
AV	34,63	34,85	2,62	3,14	10,11	12,42	80,16	52,57	41,08	37,69	57,50	46,48	80,16	52,57
E	7,65	18,73	2,44	3,13	6,41	8,26	27,99	45,08	45,03	21,45	16,55	30,47	27,99	45,08
A	237,25	279,04	3,10	3,14	11,13	12,56	73,41	94,66	75,68	45,45	50,49	68,46	73,41	94,66
V	53,84	32,02	2,75	3,14	11,09	11,49	70,23	35,51	38,60	26,97	55,25	33,83	70,23	35,51
SH	116,34	67,71	3,14	3,14	12,46	12,56	75,74	51,37	42,99	39,64	59,25	47,21	75,74	51,37
RV	1036,14	942,23	0,06	0,05	1,57	5,39	73,41	94,11	24,67	34,81	45,61	61,93	73,41	94,11
P	1460,97	1588,39	3,14	3,14	12,56	12,56	112,44	113,07	50,25	50,25	78,52	78,52	112,44	113,07
U	1476,68	1753,05	1,34	3,14	6,48	12,56	88,30	109,48	34,85	50,17	58,60	76,72	88,30	109,48

Fragmentos: Afetiva-Jorge (AJ), Afetiva-Viveiro (AV), Estreito (E), Andorinhas (A), Vendaval (V), Santa Helena (SH), Rio Vermelho (RV), Poço das Antas (P) e União (U).

Tabela 2 (continuação): Tamanho e cobertura florestal em raios de 100 a 1.000 m a partir do ponto central de cada fragmento em 2000, para nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil, nos anos de 1970 e 2000.

Fragmentos	Cobertura florestal									
	600 m		700 m		800 m		900 m		1000m	
	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000	1970	2000
AJ	67,79	57,05	89,15	71,79	105,81	88,26	123,25	107,63	150,33	87,13
AV	80,16	52,57	101,75	56,40	116,68	58,95	137,13	64,11	159,76	73,50
E	27,99	45,08	45,42	64,37	70,07	93,37	98,92	130,34	129,01	171,94
A	73,41	94,66	100,78	126,86	131,61	162,40	160,59	195,23	189,13	223,24
V	70,23	35,51	82,53	37,27	94,29	42,11	113,72	47,98	135,98	54,97
SH	75,74	51,37	90,53	57,47	108,82	64,86	132,83	75,82	156,71	89,12
RV	73,41	94,11	107,33	130,64	144,72	171,76	188,00	219,22	229,49	265,00
P	112,44	113,07	150,85	153,91	194,58	201,00	245,54	253,15	300,18	311,36
U	88,30	109,48	125,15	148,90	162,50	195,28	204,89	247,05	252,42	305,41

Fragmentos: Afetiva-Jorge (AJ), Afetiva-Viveiro (AV), Estreito (E), Andorinhas (A), Vendaval (V), Santa Helena (SH), Rio Vermelho (RV), Poço das Antas (P) e União (U).

Tabela 3: Número de indivíduos de plântulas (P), adultos (A) e total (T) das diferentes espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil.

Espécie		Fragmentos								
		AJ	AV	E	A	V	SH	RV	P	U
<i>Astrocaryum aculeatissimum*</i>	P	128	100			3	55	20	31	4
	A	26	82			1	36	25	4	11
	T	354	413			23	337	255	95	66
<i>Attalea humilis</i>	P	24	55		7	454	30	12	119	150
	A	84	30		56	334	51	49	12	47
	T	313	140		217	1497	421	285	309	514
<i>Bactris setosa</i>	P	1	2	5			1			
	A		37				9			
	T	2	73	19			29		1	
<i>Bactris vulgaris*</i>	P								2	6
	A						1			19
	T						20		74	176
<i>Desmoncus polycanthos</i>	P						0	1		
	A			1			1			
	T		7	68	36		4	63		5
<i>Euterpe edulis*</i>	P	2	3	37			3		29	6
	A	7	1	3					7	4
	T	71	14	96	8		61	1	332	76
<i>Genoma pauciflora*</i>	P									12
	A	2								19
	T	5								95
<i>Genoma schottiana*</i>	P	4	12	70	1		17	19	73	
	A	4	3	21	3		18	6	61	
	T	21	99	174	10		64	64	324	5
<i>Allagoptera caudescens</i>	P				4				172	4
	A								3	
	T				4		1	2	241	5

Fragmentos: Afetiva-Jorge (AJ), Afetiva-Viveiro (AV), Estreito (E), Andorinhas (A), Vendaval (V), Santa Helena (SH), Rio Vermelho (RV), Poço das Antas (P) e União (U).
 * Espécies de palmeiras florestais.

A riqueza total, de plântulas e de adultos, tanto quando consideradas todas as espécies de palmeiras ou apenas as espécies florestais, não pode ser explicada pelas variáveis explanatórias consideradas (área do fragmento ou cobertura florestal), pois o modelo nulo foi o mais plausível em todos os casos (Tabela 4). Para os demais modelos selecionados a relação entre a variável explanatória e a variável resposta foi positiva.

Tabela 4: Modelos de regressão simples considerados plausíveis ($\Delta AICc \leq 2$) para explicar variação da riqueza de espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil. K: número de parâmetros; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc (Critério de Informação Akaike corrigido para pequenas amostras) de um determinado modelo e do melhor modelo; W_i : pesos Akaike. Não foi apresentado o sinal da relação, haja visto que para todos os modelos o mesmo foi positivo (ver texto).

Variável resposta	Variável explanatória (escala)	K	$\Delta AICc$	W_i
Todas as espécies				
Total	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.112
	Cobertura florestal em 2000 (400 m)	2	0.6	0.082
	Cobertura florestal em 2000 (500 m)	2	1.2	0.063
	Cobertura florestal em 2000 (300 m)	2	1.3	0.059
	Cobertura florestal em 1970 (800 m)	2	1.5	0.053
	Cobertura florestal em 2000 (600 m)	2	1.6	0.051
	Cobertura florestal em 1970 (900 m)	2	1.6	0.050
	Cobertura florestal em 1970 (700 m)	2	1.7	0.049
	Cobertura florestal em 1970 (1.000 m)	2	1.7	0.048
	Cobertura florestal em 2000 (700 m)	2	1.9	0.044
	Área dos fragmentos em 1970	2	2.0	0.042
	Área dos fragmentos em 2000	2	2.0	0.041
	Cobertura florestal em 1970 (600 m)	2	2.0	0.040
Plântulas	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.135
	Cobertura florestal em 2000 (400 m)	2	1.6	0.059
	Cobertura florestal em 1970 (700 m)	2	1.8	0.054
	Cobertura florestal em 1970 (800 m)	2	1.9	0.053

	Cobertura florestal em 2000 (300 m)	2	1.9	0.051
	Cobertura florestal em 1970 (900 m)	2	2.0	0.050
	Cobertura florestal em 2000 (500 m)	2	2.0	0.049
	Cobertura florestal em 1970 (1.000 m)	2	2.0	0.049
Adultos	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.171
	Cobertura florestal em 2000 (300 m)	2	2.0	0.062
Espécies florestais				
Total	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.128
	Cobertura florestal em 2000 (400 m)	2	1.3	0.067
	Cobertura florestal em 2000 (500 m)	2	1.6	0.058
	Cobertura florestal em 2000 (600 m)	2	1.8	0.051
	Cobertura florestal em 2000 (300 m)	2	1.8	0.051
	Cobertura florestal em 1970 (800 m)	2	1.9	0.049
	Cobertura florestal em 2000 (700 m)	2	2.0	0.047
	Cobertura florestal em 1970 (700 m)	2	2.0	0.047
Plântulas	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.147
	Cobertura florestal em 2000 (300 m)	2	0.0	0.975
	Cobertura florestal em 2000 (400 m)	2	1.6	0.67
Adultos	Ausente - modelo nulo	1	0.0	0.176

Considerando toda a comunidade de palmeiras, a abundância total e de plântulas foram melhor explicadas pela cobertura florestal em 1970, em raios de 300 m e 500 m respectivamente (Tabela 5). Quanto maior a cobertura florestal passada, maior a abundância total e de plântulas. Sendo assim, há atraso na resposta da comunidade às alterações da estrutura da paisagem. Já a abundância de adultos foi melhor explicada pela cobertura florestal presente (2000) medida em um raio de 900 m. Quanto menor a cobertura florestal atual, maior a abundância de adultos na comunidade de palmeiras (Tabela 5).

Tabela 5: Modelos de regressão simples considerados plausíveis ($\Delta AICc \leq 2$) para explicar variação da abundância de espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica de Baixada, RJ, Brasil. K: número de parâmetros; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc (Critério de Informação Akaike corrigido para pequenas amostras) de um determinado modelo e do melhor modelo; W_i : pesos Akaike.

Variável resposta	Variável explanatória (escala)	K	$\Delta AICc$	Wi	
Todas as espécies inventariadas					
Total	Cobertura florestal em 1970 (500 m)	2	0.0	1	+
Plântulas	Cobertura florestal em 1970 (300 m)	2	0.0	1	+
Adultos	Cobertura florestal em 2000 (900 m)	2	0.0	0.58	-
Espécies florestais					
Total	Cobertura florestal em 1970 (1000 m)	2	0.0	1	+
Plântulas	Cobertura florestal em 1970 (1000 m)	2	0.0	0.975	+
Adultos	Cobertura florestal em 2000 (400 m)	2	0.0	0.522	+
	Cobertura florestal em 2000 (500 m)	2	0.6	0.385	+
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>					
Total	Cobertura florestal em 2000 (900 m)	2	0.0	1	+
Plântulas	Cobertura florestal em 2000 (1000 m)	2	0.0	0.9978	+
Adultos	Cobertura florestal em 2000 (1000 m)	2	0.0	1	+
<i>Euterpe edulis</i>					
Total	Cobertura florestal em 1970 (1000 m)	2	0.0	1	+
Plântulas	Cobertura florestal em 1970 (500 m)	2	0.0	0.864	+
Adultos	Cobertura florestal em 2000 (100 m)	2	0.0	0.160	+
	Cobertura florestal em 2000 (900 m)	2	0.6	0.117	+
	Cobertura florestal em 2000 (800 m)	2	1.7	0.093	+
	Cobertura florestal em 2000 (700 m)	2	1.7	0.069	+
	Ausente - modelo nulo	1	1.7	0.067	0
<i>Geonoma schottiana</i>					
Total	Cobertura florestal em 2000 (1000 m)	2	0.0	0.986	+
Plântulas	Cobertura florestal em 2000 (1000 m)	2	0.0	0.0	+
Adultos	Cobertura florestal em 1970 (1000 m)	2	0.0	0.914	+

Considerando somente as espécies florestais, a abundância total e de plântulas também foram melhor explicadas pela cobertura florestal de 1970, ambas em um raio de 1.000 m, demonstrando um atraso na resposta. A relação entre as variáveis é positiva, ou seja, quanto maior a cobertura florestal do passado, maior a abundância total e de plântulas no presente (Tabela 5). Já a abundância de adultos de espécies florestais

responde à cobertura florestal atual (2000) em um raio de 300 m e quanto maior a cobertura florestal atual, maior a abundância de adultos (Tabela 5).

A abundância total, de plântulas e de adultos de *Astrocaryum aculeatissimum* foram melhor explicadas pela cobertura florestal atual (2000) em raios de 900 e 1.000 m, logo não houve atraso na resposta dessa espécie às alterações na estrutura da paisagem. A relação entre as variáveis foi positiva, ou seja, quanto maior a cobertura florestal atual, maior a abundância total, de plântulas e de adultos de *A. aculeatissimum* (Tabela 5).

Para *Euterpe edulis*, a abundância total e de plântulas foi explicada pela cobertura florestal passada em raios de 500 m e 1.000 m, respectivamente. Ou seja, o número atual total e o número atual de plântulas de *E. edulis* ainda estão refletindo a cobertura florestal passada. A relação entre as variáveis é positiva, assim quanto maior a cobertura florestal de 1970, maior a abundância total e de plântulas (Tabela 5). Entretanto, a abundância de adultos reflete a cobertura florestal atual (2000) em raios que variam de 100 m a 900 m. Também é observada uma relação positiva entre as variáveis, assim quanto maior a cobertura florestal atual (2000), maior a abundância de adultos. Para explicar para abundância de adultos de *E. edulis*, a cobertura florestal do presente é tão importante quanto o acaso, haja visto que o modelo nulo foi selecionado (Tabela 5).

Finalmente, para *Geonoma schottiana*, a abundância total e de plântulas foi melhor explicada através da cobertura florestal atual (2000) no raio de 1.000 m. Quanto maior a cobertura florestal de 2000, maior a abundância total e de plântulas (Tabela 5). Já a abundância de adultos reflete a cobertura florestal do passado em um raio de 1.000 m, demonstrando um atraso na resposta dos adultos de *G. schottiana* às alterações na estrutura da paisagem. Também é observada uma relação positiva entre as variáveis, logo, quanto maior a cobertura florestal de 1970, maior a abundância de adultos de *G. schottiana* (Tabela 5).

DISCUSSÃO

No estudo foi encontrado atraso na resposta da comunidade de palmeiras às alterações na paisagem. Contudo, esse atraso não foi observado para a riqueza de espécies. Dessa forma, a riqueza de espécies não respondeu ao tamanho e cobertura florestal dos fragmentos, diferindo da maioria dos trabalhos que investigaram atrasos na resposta da riqueza de espécies de plantas às alterações na paisagem. (e.g. Vellend *et al.*, 2006, Bagaria *et al.*, 2015, Gonzalez-Varo *et al.*, 2016, Kimberley *et al.*, 2016). Isso possivelmente ocorreu devido à baixa variação no número de espécies entre os fragmentos estudados, tanto para toda a comunidade, quando consideramos apenas as espécies florestais, para todos os estágios analisados.

No entanto, quando considerada a abundância, tanto de toda a comunidade quanto somente das espécies florestais, as plântulas apresentaram atraso na resposta. Sendo assim, o número de plântulas encontrado atualmente nos fragmentos pode ser um reflexo de uma condição anterior da paisagem. Os fragmentos que no presente apresentaram maior abundância, são os fragmentos que no passado possuíam maior cobertura florestal em seu entorno. De acordo com a ecologia do grupo as palmeiras podem formar um banco de plântulas e se manter no estágio ontogenético de plântulas por um longo tempo até seu recrutamento (Henderson, 2002, Portela, 2008). Contudo, o período de análise de 30 anos é muito longo para um estágio efêmero.

A abundância de palmeiras adultas, no entanto, não apresentou atraso na resposta quando considerada toda a comunidade. A abundância das palmeiras adultas é explicada negativamente pela cobertura florestal atual (2000), ou seja, quanto menor a cobertura florestal, maior a abundância de adultos. Tal relação negativa pode ser explicada pela presença nessa análise de indivíduos adultos de espécies não florestais, que inclusive representam um número bastante significativo: dos 1.082 indivíduos adultos, 718 são indivíduos de espécies predominantes de áreas abertas, bordas e clareiras, como *Attalea humilis*, por exemplo. Quando foram consideradas somente as espécies florestais das comunidades, também foi observado um atraso na resposta das plântulas enquanto os adultos responderam à paisagem atual. No entanto, a abundância de adultos assumiu, dessa vez, uma relação positiva com a cobertura florestal. Ou seja, ao serem excluídas da análise as espécies predominantes de áreas abertas, bordas e clareiras, quanto maior a cobertura florestal atual, maior a abundância de indivíduos adultos. Logo, a relação negativa entre cobertura florestal e número de adultos considerando toda a comunidade,

pode ser explicada pela grande abundância de espécies predominantes de áreas abertas, como por exemplo, *A. humilis* que representam 48,5% do total de indivíduos adultos amostrados. Em um trabalho que analisou os efeitos da fragmentação florestal sobre a reprodução da espécie *A. humilis* na mesma paisagem desse estudo, Andreazzi *et al.* (2012) encontrou resultados que indicam o favorecimento dessa palmeira em pequenos fragmentos perturbados, resultando na produção de mais frutos por indivíduo adulto. De acordo com Lorenzi *et al.* (2004), o mesmo processo pode ocorrer com outras espécies de palmeiras que se tornam dominantes em paisagens alteradas. O aumento da exposição à incidência solar promovidos por diversos fatores, reflete no aumento das taxas fotossintéticas de algumas espécies de palmeiras (Cunningham, 1997) e aquelas de maior porte podem aumentar a produção de flores (Scariot *et al.*, 1995, Cunningham, 1997) resultando em um maior sucesso reprodutivo.

Astrocaryum aculeatissimum foi a única das três espécies analisadas individualmente que não apresentou atraso na resposta às alterações da paisagem em nenhum dos seus estádios ontogenéticos. Essa espécie possui uma dispersão restrita, sendo o dispersor mais comum a cutia (*Dasyprocta leporina*), seus frutos também são consumidos por ratos de espinho (*Trynomis iheringi*) e esquilos (*Sciurus aestuans*) (Pires, 2002, Donatti, 2004). Muitos desses animais são perdidos rapidamente em pequenos fragmentos e as sementes dessa espécie de palmeira tendem a sofrer maior predação por besouros (*Caryoborus serripes* e *Cocotrypes* sp.) caso não sejam dispersas (Pires & Crisostomo, 2005). Assim, a rápida perda de seus dispersores e a pressão por predação de besouros podem influenciar na rápida resposta de plântulas encontrada.

A ausência no atraso da resposta dos adultos pode ser explicada tanto pela mortalidade dos indivíduos em consequência da perda de cobertura florestal, quanto pela baixa sobrevivência em estágios anteriores devido à perda de seus dispersores. De acordo com Galetti (2006), em fragmentos pequenos com dispersão prejudicada o recrutamento de plântulas entra em colapso. Dessa forma, a abundância nos demais estágios de desenvolvimento são afetados.

Em *Euterpe edulis*, a abundância de plântulas e a total (composta por um grande número de plântulas) respondem com atraso às alterações na paisagem. Apesar de seus indivíduos permanecerem longos períodos em estágios de desenvolvimento iniciais (Portela *et al.*, 2010), o período de analisado é muito longo para um estágio ontogenético efêmero. O atual número de plântulas pode ser resultado da elevada abundância relativa

do gênero *Euterpe* em comunidades de Mata Atlântica, como encontrado por Colmenares (2017).

Já a abundância de adultos de *E. edulis* reflete mais a estrutura atual (2000) da paisagem do que a passada (1970). No entanto, vale ressaltar que a estrutura passada da paisagem não se mostra tão relevante, pois entre os cinco modelos selecionados encontra-se o modelo nulo. Assim, outros fatores além da estrutura atual da paisagem podem estar afetando o número de adultos de *E. edulis*, como a predação e a extração ilegal de palmito nos fragmentos estudados. De acordo com Portela *et al.* (2010), a dinâmica de populações de *E. edulis* pode ser negativamente afetada devido à pressão de herbivoria por macacos-prego (*Cebus nigritus*), que se alimentam do palmito e para isso removem o meristema apical levando a planta à morte (Henderson *et al.*, 1995; Reis *et al.*, 2000). A palmeira ainda sofre pressão por exploração ilegal, inviabilizando a regeneração natural (Reis *et al.*, 2000), assim ambas extrações resultam na redução do número de indivíduos adultos de *E. edulis*. Essa extração causa a redução do número de indivíduos adultos de *E. edulis* que por sua vez pode resultar em mudanças significativas na dinâmica de regeneração da Mata Atlântica, sobretudo em florestas perturbadas como encontrado por Muler *et al.* (2014).

Para *Geonoma schottiana*, a abundância de adultos responde com atraso às alterações na estrutura da paisagem, o que já era esperado, pelos indivíduos permanecerem nesse estágio de desenvolvimento por um longo tempo. Portela (2010) também encontrou uma alta sobrevivência de adultos na mesma região do estudo, o que pode contribuir para o resultado observado. Como a luminosidade é um fator limitante para o crescimento e reprodução das palmeiras (Gatti *et al.*, 2011; Ma *et al.*, 2015, Colmenares, 2017), espera-se uma futura redução no número de adultos em fragmentos que diminuam sua cobertura florestal, pois esses indivíduos ainda respondem à alteração na paisagem passada. Entretanto, a abundância de plântulas responde sem atraso, observou-se menos indivíduos nesse estágio (apenas 104 indivíduos em seis fragmentos menores que 1.000 ha). A resposta de plântulas à paisagem atual encontrada nesse estudo pode ser explicada através do elevado recrutamento de seus indivíduos. *G. schottiana* apresenta sementes com capacidade de germinar sob ampla variação de luz e de água (Colmenares, 2017).

Em um estudo que investigou o crescimento e reprodução de *G. schottiana* em matas de galeria do Cerrado, Sampaio & Scariot (2008) observaram que apesar da sua

germinação ser relativamente baixa, seu recrutamento é abundante e mais rápido em comparação com outras espécies do gênero. Um indivíduo adulto em estágio reprodutivo origina pelo menos oito plântulas com a produção de frutos de um ano (Sampaio, 2006).

Os resultados desse trabalho demonstram a importância da determinação do tempo de resposta das espécies à alteração na estrutura da paisagem. A existência de um atraso na resposta do número de plântulas pode ser desfavorável à conservação de palmeiras, pois indicam que essas espécies ainda respondem às alterações passadas na estrutura da paisagem. Logo, espera-se uma redução na abundância futura de indivíduos em fragmentos que apresentaram perda de cobertura florestal. Redução causada por mortalidade, por alguns indivíduos passarem para o estágio de desenvolvimento seguinte e pela não substituição de plântulas. Em fragmentos com aumento de cobertura florestal é esperado um aumento no número de plântulas e nos demais estágios de desenvolvimento, assim favorecendo a conservação desse grupo. Entretanto, em situações que os adultos respondem com atraso espera-se a perda desses indivíduos nos fragmentos, logo os efeitos das alterações na estrutura da paisagem são ainda mais drásticos.

A compreensão dos efeitos a longo prazo das alterações da paisagem sobre a biodiversidade é de grande importância para a conservação de espécies, pois quando esses efeitos não são considerados é possível que se esteja subestimando a influência da paisagem nas comunidades biológicas. No caso do débito de extinção, a identificação do atraso de resposta das comunidades biológicas à alteração da paisagem pode representar uma oportunidade de implementar medidas de conservação, revertendo os efeitos de perturbações passadas e prevenindo a extinção de espécies (Kuussaari *et al.*, 2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, R. M. (Org.). Estação da União: aspectos históricos da Reserva Biológica da União – RJ. *ICMBio – Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade*. Brasília – DF, 43p. 2015.

ANDREAZZI, C.S., PIMENTA, C.S., PIRES, A.S., FERNANDEZ, F.A.S., OLIVEIRA-SANTOS, L.G. & MENEZES, J.F.S. Increased productivity and reduced seed predation favor a large-seeded palm in small Atlantic forest fragments. *Biotropica*, 44: 237-245. 2012.

CARVALHO, F.A. Efeitos da Fragmentação Florestal na Florística e Estrutura da Mata Atlântica Submontana da Região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 2005.

BAGARIA, G., HELM, A., RODÁ, F., PINO, J. Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland–forest change gradient. *Oecologia*, v.179, p.823–834, 2015.

COLMENARES, S. L. Principais fatores influenciando a composição e estrutura da comunidade de palmeiras ao longo de um gradiente de elevação de Mata Atlântica do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 2017.

CUNNINGHAM, S. A. The effect of light environment, leaf area, and stored carbohydrates on inflorescence production by a rain forest understory palm. *Oecologia* 111: 36-44. 1997.

DONATTI, C.L. Consequências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) na Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. 2004.

FARIHG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* V.34, P.487-515, 2003.

GALETTI, M.; DONATTI, C. I.; PIRES, A. S.; GUIMARÃES, P. R. & JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society* 151: 141-149. 2006.

GATTI, M.G., CAMPANELLO, P.I. & GOLDSTEIN, G. Growth and leaf production in the tropical palm *Euterpe edulis*: Light conditions versus developmental constraints. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206, 742–748. 2011.

HANSKI, I. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annual Zoology Fenn*, v.37, p.271–280, 2000.

HANSKI, I. & OVASKAINEN, O. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology*. 16, 666–673. 2002.

HENDERSON, A. The Palms of the Amazon. *Oxford University Press*, New York, NY. 1995.

HENDERSON, A. Evolution and ecology of palms. New York Botanical Garden Press Bronx, NY. 2002.

JACKSON, S.T., SAX, D.F. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends of Ecology and Evolution*, v.25, p.153–160, 2010.

KUUSSAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R.K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., ÖCKINGER, E., PARTEL, M., PINO, J., RODÀ, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M., STEFFAN-DEWENTER. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends of Ecology and Evolution*, v.24, p.564–571, 2009.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G.; HUTCHINGS, R. W. & LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.1998.

LAURENCE, W. F. & PERES, C.A. Emerging Threats to Tropical Forests. University of Chicago Press, Chicago. 2006.

LAURANCE W. F., CAMARGO, J. L. C., LUIZÃO, RR. C. C., LAURANCE, S. C., PIMM, S. L. BRUNA, E. M., STOUFFER, P. C., WILLIAMSON, G. B., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H. L., VAN HOUTAN, K. S., ZARTMAN, C. E., BOYLE, S. A., DIDHAM, R. K., ANDRADE, A., LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, v.144, p.56-67. 2011.

LEITMAN P, HENDERSON A, NOBLICK L, MARTINS, RC (2012) Arecaceae. In: Lista de espécies da flora do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB53>

LIMA, H. C.; PESSOA, S. V. A.; GUEDES-BRUNI, R. R.; MORAES, L. F. D.; GRANZOTTO, S. V.; IWAMOTO, S. & DI CIERO, J. Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57 (3): 369-389. 2006.

LIRA, P.K., EWERS, R.M., BANKS-LEITE, C., PARDINI, R., METZGER, J.P. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and

small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal Applied Ecology*, v.49, p.1325–1333, 2012.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; MEDEIROS-COSTA, J. T.; CERQUEIRA, L. S. C.; FERREIRA, E. *Palmeiras Brasileiras e Exóticas Cultivadas*. São Paulo, Editora Plantarum Ltda, 432p. 2004.

MA, R.-Y., ZHANG, J.-L., CAVALERI, M.A., STERCK, F.J., STRIJK, J.S. & CAO, K.-F. Convergent Evolution towards High Net Carbon Gain Efficiency Contributes to the Shade Tolerance of Palms (Arecaceae). *PloS one*, 10, 1–17. 2005

MORAES, L. F. D. & PEREIRA, T. S. Restauração Ecológica em Unidades de Conservação. *In*: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L. & Gandara, F. B. (org.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 295-305. 2003.

MORAES, L. F. D. Indicadores da Restauração de Áreas Degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Tese de doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 137p. 2005.

MULER A. E., ROTHER, D. C., BRANCALION, P. S., NAVES, R. P., RODRIGUES, R. R., PIZO, M. A. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. *Forest Ecology and Management* 324: 117–125. 2014.

NASCIMENTO, H. E. M. & LAURENCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*. V. 36, p:283-192. 2006.

PERES, C.A. Identifying keystone plant resources in tropical forests: the case of gums from *Parkia* pods. *Journal of Tropical Ecology*, v.16, p.287-317, 2000.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D. & FELICIANO, B. R. Influence of distance from edge and fire-induced changes on the spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 7-14. 2005.

PIRES, A. S. Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica: Padrões e processos. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2006.

PIRES, A. S. & CRISOTOMO, A. C. Efeito da densidade de sementes de *Astocaryum aculeatissimum* (Arecaceae) na predação por besouros. Anais do VII Congresso Brasileiro de Ecologia – SEB. 2005

PORTELA, RITA DE CÁSSIA QUITETE. Ecologia populacional de três espécies de palmeiras em uma paisagem fragmentada no domínio de Mata Atlântica, RJ. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2008.

PORTELA, R. C. Q., BRUNA, E.M. & MAES DOS SANTOS, F.A. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. 19: 2389. *Biodiversity Conservation* 19: 2389-2403. 2010.

PRESTON, F. W. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* 43:185-215. 1962.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>

REIS, M.S., FANTINI, A.C., NODARI, R.O., REIS, A., GUERRA, M.P., MANTOVANI, A. Management and conservation of natural populations in atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32, 894. 2000.

SAMPAIO, M. B. & SACRIOT, A. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, V.31, n.3, p.433-442. 2008.

SAMPAIO, M. B. Ecologia populacional da palmeira *Geonoma schottiana* Mart. em mata de galeria no Brasil Central. Dissertação mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 2006.

SANSEVERO, J. B. B. Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro. Dissertação de mestrado. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2008.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*. 87: 66-76. 1999.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. São Paulo. 1998.

TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest and implications for conservation. *Biotropica*, v.32, n.4b, p.925-933, 2000.

TABARELLI, M., PINTO, L. P., SILVA, J. M. C., HIROTA, M. M., BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, v. 1. 2005.

TILMAN, D., MAY, R.M., LEHMAN, C.L., NOWAK, M.A.. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, v.371, p.65-66, 1994.

VELLEND, M., VERHEYEN, K., JAQUEMYN, H., KOLB, A., VAN CALTER H., PETERKEN, G., HERMY, M. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology*, v.87, p.542-548, 2006.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. *IBGE*, Rio de Janeiro, 124p. 1991.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B.; Fernandez, F.A.S. A fragmentação florestal na Reserva Biológica de Poço das Antas como consequência das intervenções de engenharia na bacia do Rio São João. *In: III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2002, Fortaleza. Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. 2002.*

ZONA, S. & HENDERSON, A. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana* 11: 6–21. 1989.