
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**EFEITOS DA DEFAUNAÇÃO NA HERBIVORIA, PISOTEIO DE PLÂNTULAS,
REMOÇÃO E PREDACÃO DE SEMENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA**

FABIANA ROCHA MENDES

Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas – Zoologia.

Novembro - 2010

591.5 Rocha-Mendes, Fabiana
R672e Efeitos da defaunação na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e
predação de sementes na Floresta Atlântica / Fabiana Rocha-Mendes. -
Rio Claro : [s.n.], 2010
92 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de
Biociências de Rio Claro
Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

1. Ecologia animal. 2. Interação animal-planta. 3. Efeito cascata. 4.
Mamíferos. 5. Efeitos top-down. 6. Tayassu pecari. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Este trabalho não teria sido realizado sem o apoio e a colaboração de inúmeras pessoas e instituições. E, por incrível que pareça, até as condições climáticas do Núcleo Santa Virgínia colaboraram para que as atividades propostas fossem realizadas no tempo devido (quase sempre!).

Meus sinceros agradecimentos ao Prof. Dr. Mauro Galetti, que com confiança me abriu um mundo de oportunidades e aprendizagens. Sempre com muito bom humor, disposição e entusiasmo, se tornou um grande exemplo de pessoa e profissional para a minha vida.

Sou grata ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas: Área de Zoologia e ao Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus Rio Claro, pelo suporte logístico para o desenvolvimento do estudo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), pelo suporte financeiro por meio da bolsa de pesquisa (processo 2007/00613-1) e do Programa Biota - Efeitos de um gradiente de defaunação na herbivoria, predação e dispersão de sementes: uma perspectiva na Mata Atlântica (processo 2007/03392-6).

Ao João Paulo Villani e todos os demais funcionários do Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, por todo apoio e consideração pela pesquisa realizada.

Ao Sérgio Nazareth, que teve um papel fundamental em todas as etapas da execução do trabalho, e que com sua simpatia e alto astral, o fez muito mais agradável de cumpri-lo.

Ao Instituto Onça-Pintada, pelo empréstimo das armadilhas fotográficas.

Aos que participaram de partes da execução do projeto:

- Reconhecimento da área: Rodrigo Anzolin, Vanderlei Filho, Douglas Menezes, Hélio S. e Hermínio.
- Instalação de parcelas: Carolina Neves, Douglas Menezes, João Crove, Izaque Menezes e Hélio.
- Confeção de bandeirinhas: Lays Parolin, Carolina Muller, Leonardo Giraldi, José Vicente, Dorival Sete e Funcionários do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PR).
- Avaliação do experimento de herbivoria: Clarissa Morita, Milene Eigenheer, Urubatan Suckow, Davi Menezes e Luciano Silva.
- Realização da amostragem da mesofauna: Juliana Lima e Carlos Brocardo.

- Confeção de carretéis: Agostinho, Davi Menezes, Hélio, Lays Parolin, Norma Rocha Mendes, Sebastião Pereira e Urubatan Suckow.
- Observação de carretéis: Davi Menezes, Henrique Golçalves, Mauro Galetti, Michele Dias, Norma Rocha Mendes e Urubatan Suckow.
- Caracterização das parcelas: Valesca Zipparro, Carolina Neves, Eveline Silva, Ligia Galbiati e Rubiane Brandolim.
- Contagem de palmitos: Rodrigo Napoli, Javier Valverde e Luciano Silva.

Ao Prof. Dr. John Terborgh pelas considerações nas fases iniciais do estudo, e ao Prof. Dr. Pedro Jordano pelas sugestões na etapa final.

À Alexandra Sanches, Carolina Neves, Valesca Zipparro, Christine São Bernardo, Gabriela Schmaedecke e ao Denis Briani e família pelo pouso disponibilizado ao decorrer desta etapa.

Agradeço à Camila Donatti, ao Prof. Dr. Rodolfo Dirzo, ao Prof. Dr. Mauro Galetti, à Carina, à Gabriela e ao Leonardo, por terem tornado possível minha visita aos EUA, fundamental para as análises dos dados.

Aos colegas Fábio Ferreira Cop, Javier Valverde, Rodrigo Napoli e Roger Guevara que ajudaram nas análises estatísticas.

Aos companheiros do Laboratório de Biologia da Conservação (LaBiC) - Alexandra Sanches, Cibele Biondo, Fernanda Michalski, Valesca Zipparro, Christine São Bernardo, Darren Norris, Carlos Brocardo, Carolina Neves, Luana Hortenci, Rafael Bueno, Henrique Gonçalves, Abraão Leite, Eveline Silva, Gabriela Schmaedecke, Ligia Galbiati, Rubiane Brandolim.

Ao amigo Arthur Bispo pela confecção do mapa, e ao Nelson Silva pela ajuda com a bibliografia.

Aos queridos amigos biólogos Arthur Bispo, Carlos Brocardo, Carlos Eduardo Conte, Janael Ricetti e Sandra Mikich, e minha irmã Marcela Mendes, por toda ajuda na finalização trabalho.

Pelo apoio essencial da minha crescente família e, especialmente pela ajuda da minha mãe na mão de obra voluntária.

E, finalmente, à pessoa mais responsável por esse importante passo da minha vida profissional, Gledson Bianconi. Sempre presente e fortemente atuante, desde a obtenção do orientador, elaboração e execução do projeto, análise e escrita da tese. É minha fonte de inspiração e de energia para eu dar conta do que me propus a fazer.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO GERAL	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
Literatura citada	9
CAPÍTULO I – COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA DE MAMÍFEROS EM DUAS ÁREAS DA FLORESTA ATLÂNTICA	
	15
RESUMO	16
ABSTRACT	16
INTRODUÇÃO	17
MÉTODOS	18
Área de estudo	18
Amostragem por transectos lineares	20
Amostragem por armadilhas fotográficas	20
Análise de dados	20
RESULTADOS	21
DISCUSSÃO	25
LITERATURA CITADA	29
CAPÍTULO II – EFEITOS DA DEFAUNAÇÃO EM COMUNIDADES DE PLANTAS DA FLORESTA ATLÂNTICA	34
RESUMO	35
ABSTRACT	35
INTRODUÇÃO	36
MÉTODOS	37
Área de estudo	37
Estações experimentais	38
Intensidade de pisoteio de plântulas	39
Comunidade vegetal	40
Avaliação do microhabitat	40
Análise de dados	41

RESULTADOS	41
Avaliação do microhabitat	41
Intensidade de pisoteio de plântulas	42
Comunidade vegetal	43
DISCUSSÃO	46
LITERATURA CITADA	50
CAPÍTULO III – IMPACTOS DE QUEIXADAS (<i>TAYASSU PECARI</i>) NA POPULAÇÃO DO PALMITO (<i>EUTERPE EDULIS</i>) NA FLORESTA ATLÂNTICA	56
RESUMO	57
ABSTRACT	57
INTRODUÇÃO	58
MÉTODOS	59
Área de estudo	59
<i>Euterpe edulis</i>	59
Demografia, estrutura populacional e caracterização espacial de <i>Euterpe edulis</i>	60
Experimento de densidade de plântulas e predação de sementes de palmito	61
Densidade de plântulas de palmito	61
Predação de sementes de palmito	61
Herbivoria de <i>Euterpe edulis</i>	62
RESULTADOS	62
Demografia, estrutura populacional e caracterização espacial de <i>Euterpe edulis</i>	62
Densidade de plântulas de palmito	66
Predação de sementes de palmito	67
Herbivoria de <i>Euterpe edulis</i>	67
DISCUSSÃO	69
LITERATURA CITADA	71
CAPÍTULO IV – DISPERSÃO DE SEMENTES DE INDAI-AÇU <i>ATTALEA DUBIA</i> EM DUAS ÁREAS DE FLORESTA ATLÂNTICA COM DIFERENÇAS NA ABUNDÂNCIA DE HERBÍVOROS	76
RESUMO	77
ABSTRACT	77
INTRODUÇÃO	78
MÉTODOS	79
Área de estudo	79

Espécie estudada	80
Experimento de remoção de sementes	80
Análise de dados	81
RESULTADOS	81
DISCUSSÃO	85
LITERATURA CITADA	88
CONSIDERAÇÕES FINAIS	91

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1 Modelo conceitual com predição da estrutura da comunidade de mamíferos em florestas tropicais com pressão de caça. Mamíferos maiores, espécies preferenciais para a caça, dominam a biomassa na ausência desta pressão, mas declinam rapidamente se esta atividade aumenta. Os mamíferos de médio porte, inicialmente aumentam em abundância e biomassa devido à diminuição de competição, mas posteriormente declinam devido à ação de caçadores que passam a procurá-los. Mais especulativamente, morcegos e pequenos roedores (não caçados) aumentam, por compensação, suas biomassas e abundâncias com a pressão de caça. Adaptado de Wright (2003)..... 04
- Figura 2 Efeitos de grandes mamíferos terrestres (aqui representado pelo queixada) na predação e dispersão de sementes e herbivoria, podendo contribuir nos efeitos *top-down* na estruturação da vegetação. Adaptado de Beck 2006..... 06

CAPÍTULO I

- Figura 1 Localização do núcleo Santa Virgínia – estado de São Paulo, no contexto do Brasil, dos remanescentes de Floresta Atlântica (Fonte SOS Mata Atlântica) e do Parque Estadual da Serra do Mar. Em detalhe as bases de pesquisas avaliadas no estudo. Circulo = base Vargem Grande, Triângulo = base Itamambuca..... 19
- Figura 2 Número de registro por espécie de mamíferos (transectos lineares + armadilhas fotográficas) para as bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar..... 25
- Figura 3 **A.** Abundância de mamíferos por classe de peso dada por encontros/ 10 km. BI = Base Itamambuca, este estudo; VG = Base Vargem Grande, este estudo; **B.** Abundância de mamíferos por classe de peso dada por indivíduos/ 10 km. **C.** Proporção de abundância de mamíferos por classe de peso dada por encontros/ 10 km. **D.** Proporção de abundância de mamíferos por classe de peso dada por indivíduos/ 10 km. Legenda: BI = Base Itamambuca, este estudo; VG = Base Vargem Grande, este estudo; RFMG = Reserva Florestal do Morro Grande, estado de São Paulo (10.887 ha – Negrão & Valladares Pádua 2006); N - ES = Diversas áreas da região norte do estado de Espírito Santo (Chiarello 2000); RFL = Reserva Florestal de Linhares, estado de Espírito Santo (21.800 ha – Chiarello 1999); RBS = Reserva Biológica de Sooretama, estado de Espírito Santo (24.500 ha – Chiarello 1999); RBPA = Reserva Biológica de Poços das Antas, estado do Rio de Janeiro (5.071 ha – Araújo et al. 2008); RBU = Reserva Biológica União, estado do Rio de Janeiro (2.927 ha – Araújo et al. 2008). Montana = áreas de Floresta Ombrófila Densa Montana (Galetti et al. 2009a); Sub-montana = áreas de Floresta Ombrófila Densa Sub-montana (Galetti et al. 2009a). Classes de pesos baseados no peso médio apresentados na Tabela 1 - Pequenos < 1 kg; Médios de 1 a 15 kg; Grandes > 15 kg..... 28

CAPÍTULO II

Figura 1	Representação de uma parcela de exclusão, com três quadrantes destinados ao experimento de comunidades vegetais (1, 3 e 8) e três quadrantes para o experimento de intensidade de pisoteio (4, 6 e 7).....	39
Figura 2	Valores de médias e erros padrões das plântulas artificiais “mortas” em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de pisoteio realizados nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazado.....	42
Figura 3	Estimativa das médias e erros padrões das plântulas artificiais “mortas” em cada área pela ação dos vertebrados nas três amostragens, dos experimentos de pisoteio realizados nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG).....	43
Figura 4	Relação entre mortalidade de plântulas artificiais com as variáveis do microhabitat determinadas pelo fator 2 da análise de componentes principais....	43
Figura 5	Valores de médias e erros padrões da riqueza de plântulas nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazado.....	44
Figura 6	Valores de médias e erros padrões da diversidade (H') de plântulas em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazado.....	45
Figura 7	Relação entre a diversidade de plântulas (H') com as variáveis do microhabitat determinadas pelos fatores 1 e 2 da análise de componentes principais.....	45
Figura 8	Valores de médias e erros padrões da biomassa de plântulas em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazado. Note as escalas no eixo Y, distintas nos dois gráficos.....	45

CAPÍTULO III

Figura 1	Número de indivíduos por hectare por classe de tamanho de <i>Euterpe edulis</i> , nas áreas amostrais: Base Itamambuca e Base Vargem Grande do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.....	63
Figura 2	Relação entre o número de indivíduos e a altura de jovens de <i>Euterpe edulis</i> nas áreas amostrais: Itamambuca e Vargem Grande, do Parque Estadual da Serra do	

	Mar, São Paulo.....	63
Figura 3	Resultados da Função Bivariada de Ripley da relação espacial das três classes de tamanhos de <i>Euterpe edulis</i> das três parcelas (A, B e C) de 25 x 50 m na base Vargem Grande. Linha pontilhada superior: maiores valores do intervalo de confiança; linha pontilhada inferior: menores valores do intervalo de confiança (100 simulações do padrão espacial aleatório); e, linha contínua: padrão espacial observado.....	64
Figura 4	Resultados da Função Bivariada de Ripley da relação espacial das três classes de tamanhos de <i>Euterpe edulis</i> das três parcelas (A, B e C) de 25 x 50 m na base Itamambuca. Linha pontilhada superior: maiores valores do intervalo de confiança; linha pontilhada inferior: menores valores do intervalo de confiança (100 simulações do padrão espacial aleatório); e, linha contínua: padrão espacial observado.....	65
Figura 5	Valores de médias e erros padrões do número de plântulas de <i>Euterpe edulis</i> em cada tipo de parcela (controle e exclusão), nas três amostragens, nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande (parcelas controle representadas pelo quadrado vazado). Note as escalas no eixo Y, distintas nos dois gráficos.....	66
Figura 6	Gráfico de predação de sementes de <i>Euterpe edulis</i> , dada pela proporção de sementes não predadas pelo tempo (dias) nas parcelas de exclusão e controle das áreas amostrais: Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG).....	67
Figura 7	A. Herbivoria por invertebrados em jovens de <i>Euterpe edulis</i> por transectos nas áreas, Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG), conforme modelos apresentados no texto. B. Relação entre a altura dos palmitos e a herbivoria por invertebrados. Linhas e pontos negros = BI, linhas e pontos verdes = VG.....	68
Figura 8	A. Herbivoria por vertebrados em jovens de <i>Euterpe edulis</i> por transectos nas áreas, Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG), conforme modelos apresentados no texto. B. Relação entre a altura dos palmitos e a herbivoria por vertebrados. Linhas e pontos negros = BI, linhas e pontos verdes = VG.....	69

CAPÍTULO IV

Figura 1	Gráfico de remoção de sementes de <i>Attalea dubia</i> , dada pela proporção de sementes não removidas pelo tempo (dias) por tipo de parcela (exclusão e controle) das áreas amostrais: Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG).....	82
Figura 2	Distância média de remoção de sementes de <i>Attalea dubia</i> , em cada tipo de parcela (exclusão e controle) e áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Base Itamambuca e Base Vargem Grande.....	83
Figura 3	Destino das sementes de <i>Attalea dubia</i> das parcelas controle e de exclusão e	

áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande.....	84
--	----

Figura 4	Relação entre distância e destino da semente de <i>Attalea dubia</i> , no Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande.....	85
----------	--	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1	Espécies de mamíferos registradas por meio de transectos lineares, armadilhas fotográficas e registros ocasionais nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar. Pesos médios dos animais calculados com base nos valores apresentados por Emmons (1997) e Reis et al. (2006). Ordenação taxonômica segundo critérios de Wilson & Reeder (2005).....	22
Tabela 2	Abundância (indivíduo/10 km e encontro/10 km) e biomassa relativa (kg/10 km) de cada espécie de mamífero detectada por meio da estimativa populacional por transectos lineares nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de agosto de 2004 a fevereiro de 2009. Dados de biomassa foram baseados no peso médio apresentados na Tabela 1.....	23
Tabela 3	Abundância (Ind. = indivíduos/ 10 km e Enc. = encontros/10 km) e biomassa relativa (kg / 10 km) para classes de mamíferos de acordo com o peso das espécies detectadas por meio da estimativa populacional por transectos lineares nas bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de agosto de 2004 a fevereiro de 2009. Dados de biomassa foram baseados no peso médio apresentados na Tabela 1.....	24
Tabela 4	Número de indivíduos fotografados por meio de armadilhas fotográficas nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de março a junho de 2008.....	24

CAPÍTULO II

Tabela 1	Número de estações experimentais utilizadas em cada amostragem do experimento de comunidade vegetal e intensidade de pisoteio de plântulas ao longo do estudo, em cada área amostral: Base Itamambuca e Base Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar.....	39
Tabela 2	Valores da análise de componentes principais (PCA), para as os parâmetros de microhabitat obtidos por parcelas (exclusão e controle) nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar.....	42
Tabela 3	Sumário estatístico dos modelos mistos utilizados na análise dos parâmetros da comunidade vegetal em relação aos tipos de parcelas (exclusão e controle) nas áreas Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG) e as variáveis ambientais simplificadas pela análise de componentes principais, conforme modelos	

	apresentados no texto.....	44
Tabela 4	Sumário de danos causados em plântulas artificiais por queda de folhas e galhos (<i>litterfall</i>) e por ação dos vertebrados em áreas florestais, todos com experimentos de um ano de duração.....	47

CAPÍTULO III

Tabela 1	Resultado do teste de Qui-quadrado de ajuste à distribuição ao acaso do padrão espacial das classes de tamanho de <i>Euterpe edulis</i> das parcelas de 25 x 50 m nas bases Itamambuca e Vargem Grande, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.....	63
Tabela 2	Sumário estatístico dos modelos mistos utilizados na análise do número de plântulas <i>Euterpe edulis</i> em relação aos tipos de parcelas (exclusão e controle) nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais, simplificados pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.....	66
Tabela 3	Análise da predação de sementes de <i>Euterpe edulis</i> dada pelo teste de sobrevivência - Modelo Cox, em relação aos tipos de parcelas (controle e exclusão) e às áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).....	67
Tabela 4	Sumário estatístico dos modelos lineares generalizados na análise do número folhas de <i>Euterpe edulis</i> com sinais de herbivoria por invertebrados por transectos nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais, simplificados pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.....	68
Tabela 5	Sumário estatístico dos modelos lineares generalizados na análise do número folhas de <i>Euterpe edulis</i> com sinais de herbivoria por vertebrados por transectos nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais simplificadas pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.....	68

CAPÍTULO IV

Tabela 1	Presença e abundância (indivíduo/10 km) de algumas das espécies com potencial para dispersão e predação de sementes de <i>Attalea dubia</i> nas bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar (Capítulo I).....	79
Tabela 2	Porcentagens de remoção, médias e erros padrões do tempo (dias) e das distâncias da remoção (metros) de sementes de <i>Attalea dubia</i> , nas parcelas de exclusão e controle das áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Base Itamambuca e Base Vargem Grande.....	82
Tabela 3	Análise da remoção de sementes de <i>Attalea dubia</i> dada pelo teste de	

	sobrevivência - Modelo Cox, em relação às parcelas controle e de exclusão, e áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).....	82
Tabela 4	Sumário estatístico de modelos mistos (Mixed Effects Model) da distância da remoção de sementes de <i>Attalea dubia</i> em relação às parcelas controle e de exclusão e às áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).....	83
Tabela 5	Sumário estatístico do modelo linear generalizado (General Linear Model) do destino das sementes de <i>Attalea dubia</i> por parcelas de controle e de exclusão e áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).....	84

RESUMO GERAL

Efeitos da defaunação na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e predação de sementes na Floresta Atlântica

Existe um gradiente de cenários cuja composição, abundância e biomassa de animais podem estar praticamente intactas ou encontrar-se em seu maior grau de comprometimento (“síndrome de floresta vazia”). Em diversos níveis de defaunação, processos ecológicos podem ser interrompidos pela falta de interações, modificando a dinâmica do ambiente. Visto que a Floresta Atlântica ainda possui razoáveis extensões e diferentes situações no que diz respeito à composição mastofaunística, ela é um cenário interessante para o estudo da defaunação e suas implicações. Assim, o presente estudo caracterizou a comunidade de mamíferos em duas áreas geograficamente próximas desse bioma e avaliou os efeitos da defaunação sobre parâmetros e processos de estruturação de comunidades vegetais. Os resultados indicaram uma mastofauna semelhante em riqueza, mas com discrepância na abundância e biomassa das espécies. Diferenças nas abundâncias de alguns táxons, com destaque para o queixada (*Tayassu pecari*), tiveram efeitos significativos sobre a diversidade, biomassa e pisoteio de plântulas. A intensidade de pisoteio apresentou relação negativa com a defaunação, enquanto que a biomassa e a diversidade de plântulas foram maiores na área com menor biomassa animal. Embora tenha sido detectada a ação do queixada em aspectos da dinâmica populacional do palmito (*Euterpe edulis*), dentro do espaço e tempo amostral, não foram percebidas consequências drásticas em relação à abundância desse ungulado sobre as comunidades dessa palmeira. De maneira semelhante, a dispersão de sementes de indai-açu (*Attalea dubia*) não parece ser diretamente afetada pela abundância de mamíferos herbívoros, visto que o seu principal agente dispersor, o serelepe (*Sciurus aestuans*), não demonstra sofrer com a pressão de caça no bioma. Mesmo em pequena escala temporal (dois anos de avaliação), percebe-se o efeito da defaunação em parâmetros da vegetação. O conjunto de dados apresentados confirma a existência de estreita relação entre os mamíferos e os diversos aspectos da comunidade vegetal, contribuindo para o conhecimento dos efeitos da perda de espécie animais sobre a dinâmica da Floresta Atlântica.

Palavras-chaves – *Attalea dubia*, efeitos cascata, efeitos top-down, *Euterpe edulis*, interação animal-planta, mamíferos, *Sciurus aestuans*, *Tayassu pecari*.

ABSTRACT

Defaunation effects on herbivory, trampling of seedlings, seed removal and predation in the Atlantic Forest

There is a gradient of scenarios whose animals composition, abundance and biomass can be practically intact or with their greatest commitment degree ("empty forest syndrome"). In several defaunation levels, ecological processes can be interrupted by lack of interaction, changing the environment dynamics. Since the Atlantic Forest still has reasonable extensions and different fauna situations, it is a scenario interesting for the study of defaunation and its implications. Thus, this study characterized the mammal community in two areas geographically close in this biome, and assessed the defaunation effects on plant communities' parameters and processes structuring. The results indicated that mammal communities are similar at the richness, but show discrepancies in abundance and biomass of the species. Differences in abundances of some taxa, especially the white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), had significant effects on diversity, biomass and trampling of seedlings. The intensity of trampling showed negative relationship with defaunation, whereas the seedlings biomass and diversity were greatest where animal biomass is lower. Although the action of peccaries have been detected in some aspects of population dynamics of palm (*Euterpe edulis*), within the evaluated space and time, were not indicated drastic consequences in relation to the abundance of this ungulate on this palm communities. Similarly, the seeds dispersal of indai-açu (*Attalea dubia*) does not appear to be directly affected by the abundance of herbivores larger, since their main dispersal agent, the squirrel (*Sciurus aestuans*), do not demonstrates to suffer from the pressure hunting in the biome. Even in small time scale, considering the natural cycles, once again was proven that mammals maintain a close relationship with several aspects of plant community, so that some consequences of defaunation could already be seen in some vegetation parameters in about two years of evaluation. In conclusion, the data set here presented should be regarded as an important step in the stage of knowledging the effects of species losing in the Atlantic Forest dynamics.

Key words – Animal-plant interaction, *Attalea dubia*, effects cascade, *Euterpe edulis*, mammals, *Sciurus aestuans*, *Tayassu pecari*, top-down effects.

INTRODUÇÃO GERAL

Processos da defaunação

A perda da diversidade causada direta ou indiretamente pela destruição de habitats naturais pode ser uma mudança ambiental irreversível (Wilson 1997, Dirzo & Raven 2003). Nos trópicos, a remoção total da cobertura da floresta ou sua fragmentação é comum; cerca de 13 milhões de hectares de florestas são convertidos por ano (FAO 2010) – o que equivale a 9,6% da área original da Floresta Atlântica.

Essa drástica mudança ambiental acarreta reduções na riqueza e abundância da fauna, em especial para espécies naturalmente raras e/ou com baixa plasticidade fenotípica (Simberloff 1984, Dirzo 2001). Com efeito, os impactos diretos decorrentes da caça de subsistência, do comércio ilegal de carne e pele, e do tráfico de animais, podem ser igualmente significativos. É estimado que caçadores sejam responsáveis pela morte e mutilação de cerca de sessenta milhões de animais por ano nas florestas neotropicais, podendo levar várias espécies à extinção local (Peres 1990, 1996, Redford 1992) – só na Amazônia brasileira, pelo menos 16 milhões de mamíferos são mortos por caçadores a cada ano (Peres 2000).

Embora os mamíferos de médio e grande porte representem um baixo número de espécies nas florestas centro e sul-americanas quando comparados com outros animais, eles são responsáveis por grande parte da biomassa de vertebrados (Redford 1992, Peres 1990, 1996, 2000). Não obstante, são os mais vulneráveis à extinção local em decorrência de seu alto valor cinegético, pequenas taxas de crescimento e baixas densidades populacionais (Bodmer et al. 1997, Peres 2000) que, somadas à necessidade espacial de grandes áreas, os fazem também sensíveis à fragmentação (Terborgh 1992).

Em geral, os mamíferos de maior interesse cinegético no neotrópico são os primatas, porcos-do-mato, anta, veados, tatus e os grandes roedores (Redford & Robinson 1987, Bodmer et al. 1997, Cullen Jr. et al. 2000, Rocha-Mendes et al. 2005). No entanto, caçadores também removem os grandes felinos, que são os responsáveis pelo controle da abundância de muitos animais herbívoros em áreas intactas (Terborgh 1992). Logo, a caça pode reduzir ou eliminar espécies deixando áreas de florestas estruturalmente intactas, porém vazias de grandes animais, ou seja, defaunadas (Dirzo & Miranda 1991, Redford 1992).

A “síndrome de floresta vazia” (Redford 1992) é mais facilmente detectada em casos extremos. Há situações, porém, onde os extremos não estão presentes, e que a composição e a abundância da fauna está afetada em diversos níveis, representando um gradiente de defaunação

(Dirzo et al. 2007). Tal gradiente vai desde cenários cuja composição, abundância e biomassa de animais podem ser consideradas praticamente intactas, até o seu maior grau de comprometimento. Em diversos graus de defaunação pode haver a alteração da dinâmica do ambiente, onde processos ecológicos são interrompidos pela falta de interações (Dirzo & Miranda 1991, Wright 2003, Asquith & Mejía-Chang 2005, Creel & Christianson 2009, Holbrook & Loiselle 2009, Vanthomme et al. 2010).

Se por um lado, a sobrecaça de animais de grande porte tem levado diversas populações à extinção local, por outro lado, pode ocasionar um aumento populacional de espécies não caçadas (Peres & Dolman 2000, Wright 2003, Vidolin & Mikich 2004, Galetti et al. 2009b). Como consequência, essa nova dinâmica entre populações caçadas e não caçadas pode afetar processos mutualísticos e antagonísticos importantes, como a herbivoria, a predação e a dispersão de sementes (Wright 2003 – Figura 1).

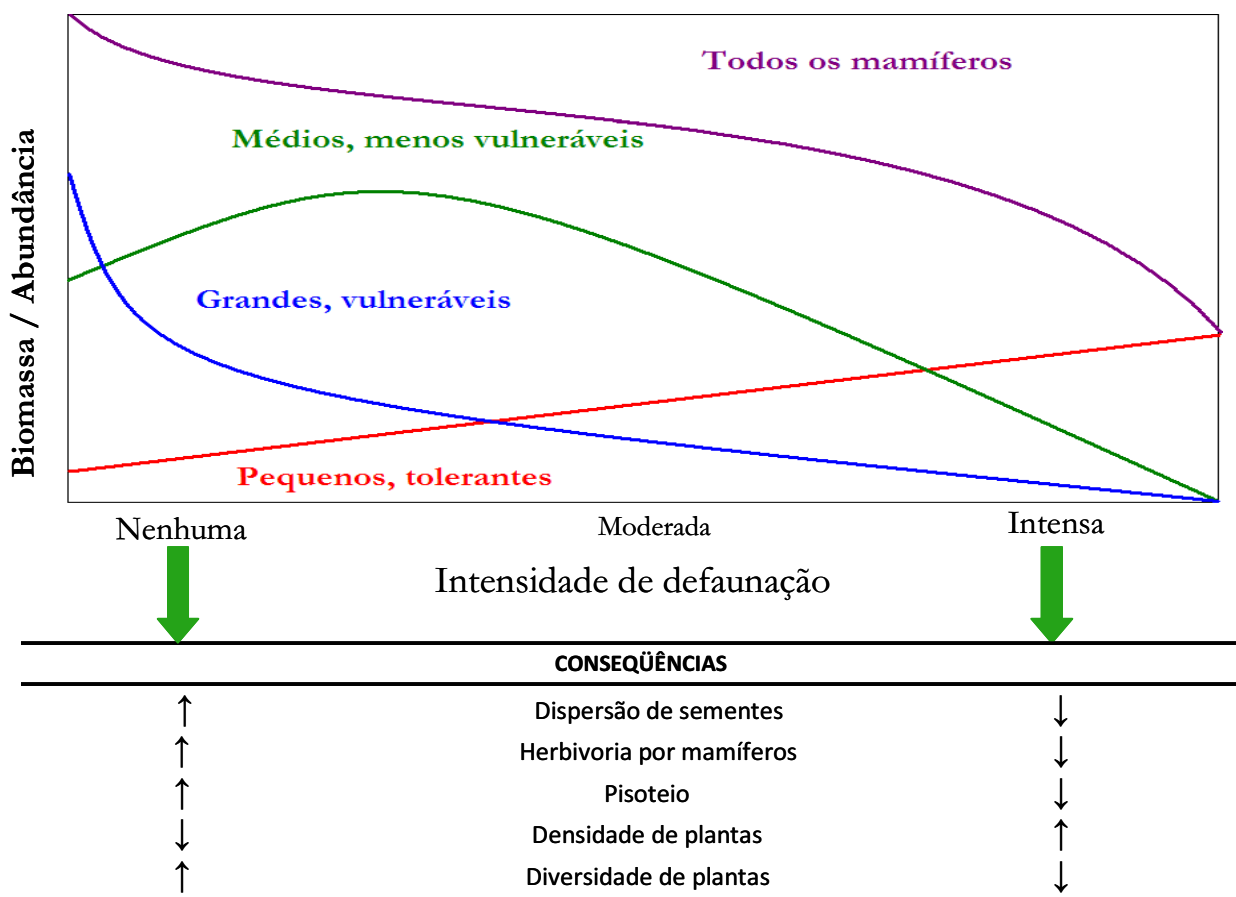


Figura 1 – Modelo conceitual com predição da estrutura da comunidade de mamíferos em florestas tropicais com pressão de caça. Mamíferos maiores, espécies preferenciais para a caça, dominam a biomassa na ausência desta pressão, mas declinam rapidamente se esta atividade aumenta. Os mamíferos de médio porte, inicialmente aumentam em abundância e biomassa devido à diminuição de competição, mas posteriormente declinam devido à ação de caçadores que passam a procurá-los. Mais especulativamente, morcegos e pequenos roedores (não caçados) aumentam, por compensação, suas biomassas e abundâncias com a pressão de caça. Adaptado de Wright (2003).

Para enquadrar uma área no gradiente de defaunação, seria ideal obter informações de como era a estrutura faunística antes das ações antrópicas. No entanto, esta pode ser considerada uma missão impossível na maioria dos casos. Desse modo, tal classificação deve ser feita por meio de comparações entre diversas áreas, levando-se em consideração tanto parâmetros da fauna (composição, abundância e biomassa das espécies), como do funcionamento dos processos ecológicos – utilizados como indicativos do grau de defaunação (p.ex. recrutamento e taxas de crescimento de plantas zoocóricas) (e.g. Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Arnold & Asquith 2002, Peres 2008, Terborgh et al. 2008, Creel & Christianson 2009, Holbrook & Loiselle 2009).

Interação mamíferos-plantas

Muitos mamíferos estão envolvidos na dispersão de sementes e na polinização de plantas (Janson et al. 1981, Fleming & Sosa 1994, Garber & Lambert 1998, Wright & Duber 2001, Judd et al. 2002), podendo contribuir nos efeitos *top-down* na estruturação da vegetação (p.ex. anta, catetos e queixadas) e ainda promover função estabilizadora no ecossistema controlando populações de herbívoros (caso dos grandes carnívoros) (Terborgh 1988). Em razão disso, a sua exclusão total ou parcial da natureza tende a exercer impactos na dispersão de sementes e na sobrevivência das plântulas (Wright & Duber 2001, Galetti et al. 2006).

Animais de grande porte têm importância reconhecida na regulação da densidade de plantas dominantes, por meio de ação direta (p.ex. herbivoria, dispersão e predação de sementes) e indireta (p.ex. pisoteio) (Silman et al. 2003, Augustine & McNaughton 1998). É o caso dos grandes herbívoros, em geral lembrados por seus impactos em ambientes naturais (Augustine & McNaughton 1998), especialmente em áreas de savana e vegetação aberta, onde grandes rebanhos desenvolvem um papel determinante no recrutamento das comunidades vegetais (McNaughton et al. 1988). Esses processos têm sido estudados em algumas extensões (e.g. Asquith et al. 1997, Wright et al. 2000, Roldán & Simonetti 2001, Ward & Young 2002, Sinclair 2003, Wright 2003, Hambäck et al. 2004, Fleming 2005, Halpern et al. 2005, Lizcano 2006, Terborgh et al. 2006), no entanto, os efeitos da perda de mamíferos na herbivoria, na predação de sementes e no pisoteio de plântulas têm recebido uma menor atenção dos pesquisadores, principalmente em alguns biomas, como a Floresta Atlântica (Alves-Costa 2004).

As comunidades dos grandes mamíferos terrestres nas florestas neotropicais são compostas por vários táxons, no entanto, em áreas mais preservadas, é o queixada (*Tayassu pecari*) quem possui a maior densidade de biomassa, podendo chegar a mais de 370 kg/km² (Eisenberg

1980, Peres 1996, Silman et al. 2003). Por sua vez, são tidos como importantes na regeneração florestal. Isso ocorre porque é um animal de hábito altamente gregário, com varas que chegam até centenas de indivíduos (Peres 1996, Fragoso 1998, Keuroghlian & Eaton 2009) e faz uso sazonal das áreas, possivelmente seguindo a frutificação de algumas espécies dominantes de palmeiras (Kiltie 1981, Keuroghlian & Eaton 2008). Esse taiaçuídeo é considerado um engenheiro do ecossistema (*ecosystem engineer*), pois, alimenta-se de sementes, plântulas, brotos e raízes, pisoteia grandes áreas durante seus deslocamentos, fuça revirando o substrato em busca de alimento e para revestir a pele com lama (Kiltie 1981, Emmons 1997, Fragoso 1998, Beck 2006, 2007, Keuroghlian & Eaton 2009 – Figura 2).

Embora seja notória a participação da espécie na alteração física dos ambientes, sua influência no recrutamento das plantas e na estrutura da vegetação ainda é pouco conhecida. Salienta-se que o estudo isolado dos impactos causados pelo queixada em ambientes naturais é praticamente impossível, considerando que muitas outras espécies podem atuar nesse sentido.

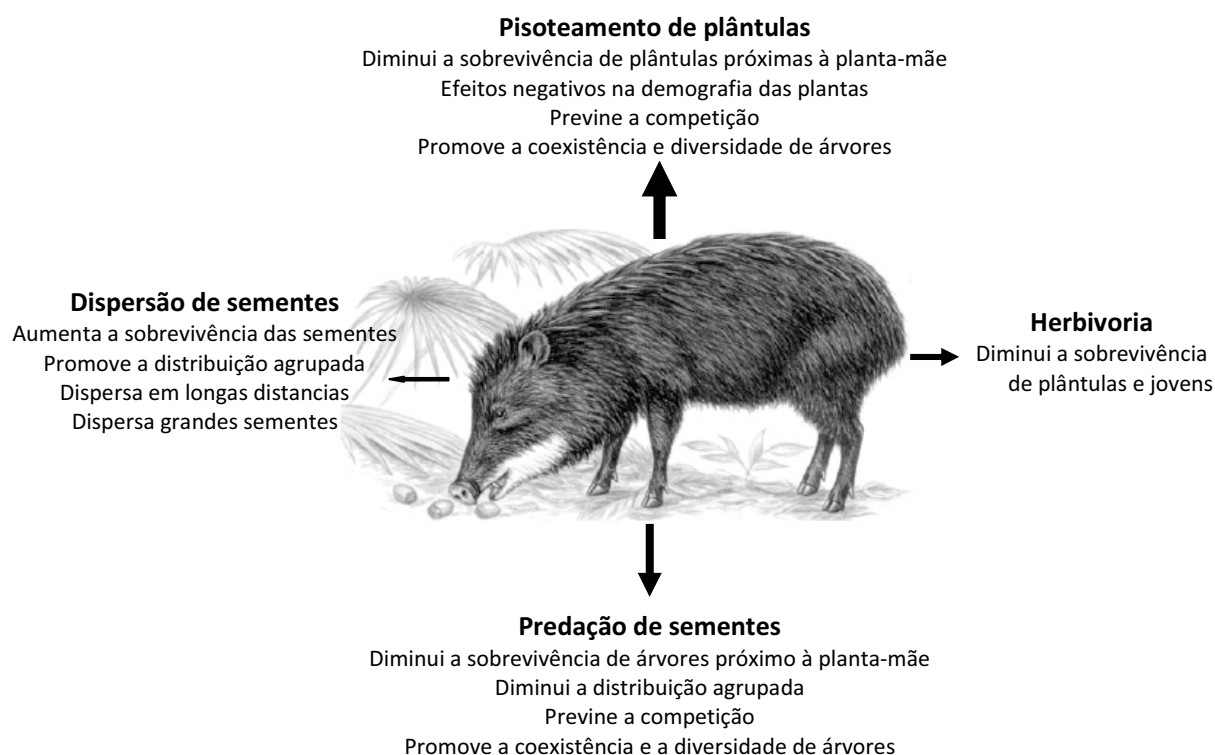


Figura 2 – Efeitos de grandes mamíferos terrestres (aqui representado pelo queixada) na predação e dispersão de sementes e herbivoria, podendo contribuir nos efeitos *top-down* na estruturação da vegetação. Adaptado de Beck 2006.

Palmeiras e mamíferos

As palmeiras são importantes componentes na dinâmica dos ecossistemas tropicais, representando uma fonte substancial de alimento para uma grande variedade de animais (Zona & Henderson 1989, Terborgh 1986, Galetti et al. 1999, Andreazzi et al. 2009). Por vezes, são consideradas espécies chaves (Terborgh 1986, Peres 1994, Galetti & Aleixo 1998), pois (i) estão disponíveis em praticamente todo o ano, havendo pouca sincronia de frutificação entre as espécies, (ii) disponibilizam grande biomassa de frutos, ricos em óleos e carboidratos (Zona & Henderson 1989), e (iii) compõem uma alta porcentagem da dieta de diversos grupos de vertebrados (Zona & Henderson 1989, Andreazzi et al. 2009). Desse modo, a sua extinção ou baixa densidade pode causar colapso na comunidade de frugívoros (Jordano et al. 2006). Por outro lado, a diminuição ou a perda local de agentes dispersores também pode afetá-las. Em cenários como esse é esperado que as palmeiras modifiquem substancialmente sua dinâmica populacional, como no recrutamento de plântulas, demografia, padrões espaciais e variabilidade genética (Janzen 1970, Forget 1990, Asquith et al. 1997, Galetti et al. 2006, Jordano et al. 2006).

É esperado que a dispersão de sementes de palmeiras com frutos grandes (p.ex.: gêneros *Acrocomia*, *Attalea*, *Astrocaryum*) seja mais afetada pela redução de dispersores, uma vez que poucas espécies animais podem remover suas sementes, estocá-las e/ou consumi-las (Forget 1996, Fragoso et al. 2003, Wright 2003, Wright & Duber 2001, Terborgh et al. 2008). Estudos com *Attalea butyraceae* e *Astrocaryum standleyanum* no Panamá (Wright et al. 2000, Wright & Duber 2001), e com *Astrocaryum aculeatissimum* na Floresta Atlântica (Galetti et al. 2006, Donatti et al. 2009), demonstraram que o processo de defaunação influencia a dispersão de sementes e o recrutamento de plântulas.

Nos últimos anos, uma série de trabalhos vem avaliando os efeitos da sobrecaça na frugivoria, dispersão e recrutamento de espécies de palmeiras, sendo que a maioria deles foi realizada em florestas tropicais do norte da América do Sul e na América Central (e.g. Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Asquith et al. 1997, Roldán & Simonetti 2001, Wright & Duber 2001, DeMattia et al. 2006, Muller-Landau 2007, Nunez-Iturri et al. 2008, Vanthomme et al. 2010). Para a Floresta Atlântica, que possui cerca 18% da sua mastofauna ameaçada de extinção (Costa et al. 2005) e com muitas populações animais ocorrendo em baixíssimas densidades (Galetti et al. 2009a), as contribuições sobre o tema são ainda mais restritas (e.g. Alves-Costa 2004, Galetti et al. 2006, Donatti et al. 2009).

A Floresta Atlântica como estudo de caso

A Floresta Atlântica, com 261 espécies de mamíferos, das quais 71 são endêmicas (Mittermeier et al. 2004) e 18% ameaçadas de extinção (Costa et al. 2005), é um dos biomas mais ameaçados do planeta. Com cerca de 60% da população brasileira vivendo em seus domínios (Pinto et al. 2006), ainda sofre pressão pela expansão de cidades, incremento da malha rodoviária, construção de empreendimentos, crescimento desordenado do ecoturismo (MMA 1998, SMA 1999), caça e extração de recursos vegetais (Dean 1996, Galetti & Fernandez 1998, Cullen Jr. et al. 2000). Como consequência, restam atualmente 11% (16.377.472 ha) de sua vegetação original, sendo que apenas 1,62% (2.260.000 ha) são protegidas por lei (Ribeiro et al. 2009).

O maior conjunto de remanescentes de Mata Atlântica está localizado na Serra do Mar, e representa cerca de 7% do que resta do bioma (Ribeiro et al. 2009). Neste contexto está inserido o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), com uma área de 315.000 ha (Instituto Florestal 2006), situado numa região do estado de São Paulo que apresentou, nos últimos anos, um crescimento populacional de 1,6 milhões de habitantes no Vale do Paraíba e mais 200 mil nas cidades do litoral (IBGE 2004). O Parque é gerenciado por meio de oito núcleos administrativos, representando uma divisão regional que facilita a gestão devido à sua grande extensão. Esses núcleos encontram-se em situações diversas, no que tange a regularização fundiária, pressões ambientais, estado de conservação e atividade de fiscalização (Instituto Florestal 2006). A região do núcleo Santa Virgínia, porção norte do PESM, é reconhecida por possuir uma alta diversidade de espécies endêmicas, especialmente aves (Goerck 1999), serpentes (Hartmann et al. 2009) e peixes (Gomiero & Braga 2006).

Visto que a Floresta Atlântica ainda possui consideráveis extensões e apresenta variadas situações no que diz respeito à composição faunística (Galetti et al. 2009a), ela é um cenário interessante para o estudo da defaunação e suas implicações. Valendo disso, o presente estudo abarcou um trecho de floresta contínua localizada na Serra do Mar no estado de São Paulo, evitando assim efeitos sinérgicos acarretados pela fragmentação (Tabarelli et al. 2004). Por meio de relatos empíricos da comunidade local, foram selecionadas para investigação duas áreas do núcleo Santa Virgínia, distantes entre si cerca de 16 km.

A tese está estruturada de maneira a apresentar um panorama sobre as diferenças na mastofauna dessas áreas e suas possíveis consequências na vegetação. Para tanto, no **Capítulo I**, a comunidade de mamíferos é caracterizada em relação à composição, abundância e biomassa. Discussões sobre os efeitos da defaunação na vegetação com comunidades de mamíferos semelhantes em riqueza mas, com discrepância na abundância e biomassa das espécies, são

apresentadas no **Capítulo II**. No **Capítulo III** discute-se os resultados da investigação sobre as possíveis implicações da defaunação na dinâmica populacional de uma espécie vegetal considerada chave, o palmito (*Euterpe edulis*). E por último, o **Capítulo IV** traz resultados de experimentos de dispersão de sementes de grande tamanho, realizados em áreas contrastantes em abundância de potenciais agentes dispersores.

Literatura citada

- Alves-Costa, C.P. 2004. Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 107p.
- Andreazzi, C.S.; Pires, A.S. & Fernandez, F.A.S. 2009. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):554-574.
- Arnold, A.E. & Asquith, N.M. 2002. Herbivory in a fragmented tropical forest: patterns from islands at Lago Gatúm, Panamá. *Biodiversity and Conservation* 11(9):1663-1680.
- Asquith, N.M. & Mejía-Chang, M. 2005. Mammals, edge effects, and loss of tropical forest diversity. *Ecology* 86(2):379-390.
- Asquith, N.M.; Wright, S.J. & Clauss, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78(3): 941-946.
- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62(4):1165-1183.
- Beck, H. 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(3):519-530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23(5):599-602.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2):460-466.
- Costa, L.P.; Leite, Y.L.R.; Mendes, S.L. & Ditchfield, A.D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1(1):103-112.
- Creel, S. & Christianson, D. 2009. Wolf presence and increased willow consumption by Yellowstone elk: implications for trophic cascades. *Ecology* 90(9):2454-2466.
- Cullen, L. Jr.; Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95(1):49-56.
- Dean, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo.
- DeMattia, E.A.; Rathcke, B.J.; Curran, L.M.; Aguiar, R. & Vargas, O. 2006. Effects of small rodents and large mammals exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38(2):196-202.

- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature and implications for biodiversity conservation, p. 319-336. In: M.C. Press, N.J. Huntley & S. Levin (Eds.). Ecology: achievement and challenge. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunaation, p. 273-287. In: P.W. Price; T.M. Lewinsohn; G.W. Fernández & W.W. Benson (Eds.). Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Dirzo, R. & Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. Annual Review of Environment and Resource 28:137-167.
- Dirzo, R.; Mendoza, E. & Ortiz, P. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. Biotropica 39(3):355–362.
- Donatti, C.I.; Guimarães Jr., P.R. & Galetti, M. 2009. Seed dispersal and predation in the endemic Atlantic rainforest palm *Astrocaryum aculeatissimum* across a gradient of seed disperser abundance. Ecological Research 24(6):1187-1195.
- Eisenberg, J.F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. In M.E. Soule; A.B. Wilcox (Eds.) Conservation Biology. An evolutionary - ecological perspective, pp 35-55. Massachusetts, Sinauer Associates, Inc.
- Emmons, L.H. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago University Press, Chicago.
- FAO. 2010. Key findings of global forest resources assessment 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fleming, T.H. 2005. The relationship between species richness of vertebrates mutualists and their food in tropical and subtropical communities differs among hemispheres. Oikos 111(3):556-562.
- Fleming, T.H. & Sosa, V.J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. Journal of Mammalogy 75(4):845-851.
- Forget, P. 1990. Seed dispersal of *Vouacapoua americana* Aublet (Caesalpinaceae) by caviomorph rodents. Journal of Tropical Ecology 6(4):459-468.
- Forget, P. 1996. Removal of seeds of *Carapa procera* (Meliaceae) by rodents and their fate in rainforest in French Guiana. Journal of Tropical Ecology 12(6):751-761.
- Fragoso, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of White-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in Northern Brazil Amazon. Biotropica 30(3):458-469.
- Fragoso, J.M.V.; Silviu, K.M. & Correa, J.A. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. Ecology 84(8):1998-2006.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in the industry structure and the illegal trade. Journal of Applied Ecology 35(2):294-301.
- Galetti, M. & Aleixo, A. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. Journal of Applied Ecology 35(2):286-293.
- Galetti, M.; Zipparro, V. & Morellato, P.C. 1999. Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. Ecotropica 5(1):115-122.

- Galetti, M.; Donatti, C.I.; Pires, A.S.; Guimarães Jr., P.R. & Jornado, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of Linnean Society* 151(1):141-149.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S. ; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K., Donatti, C.I.; Begotti, R.A; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009a. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142(6):1229-1241.
- Galetti, M.; Bovendorp, R.S.; Fadini, R.F.; Gussoni, C.O.A.; Rodrigues, M.; Alvarez, A.D.; Guimarães Jr., P.R. & Alves, K. 2009b. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. *Zoologia* 26(2):288-298.
- Garber, P.A. & Lambert, J.E. 1998. Primates as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology* 45(1):3-8.
- Goerck, J.M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Conservation International* 9(3):235-253.
- Gomiero, L.M. & Braga, F.M.S. 2006. Relação peso comprimento e fator de condição de *Brycon opalinus* (Pisces, Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 28(2):135-141.
- Halpern, B.S.; Borer, E.T.; Seabloom, E.W. & Shurin, J.B. 2005. Predador effects on herbivore and plant stability. *Ecology Letters* 8(2):189-194.
- Hambäck, P.A.; Oksanen, L.; Ekerholm, P.; Lindgren, Å.; Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. *Oikos* 106(1):85-92.
- Hartmann, P.A.; Hartmann, M.T. & Martins, M. 2009. Ecology and natural history of a snake assemblage at Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9(3):173-184.
- Holbrook, K.M. & Loiselle B.A. 2009. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology* 90(6):1449-1455.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Anuário Estatístico do Brasil 1976-2000, Rio de Janeiro.
- Instituto Florestal. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar.
- Janson, C.H.; Terborgh, J. & Emmons, L.H. 1981. Non-flying mammals as pollinating agents in the Amazonian Forest. *Biotropica* 13(2):1-6.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104(940):501-528.
- Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M.A. & Silva, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação, p. 411-436. In: C.F.D. Rocha; H.G. Bergallo; M.V. Sluys & M.A.S. Alves (Eds.). *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo.
- Judd, W.S.; Campbell, C.S.; Kellog, E.A.; Stevens, P.F. & Donoghue, M.J. 2002. *Plant systematics: a phylogenetic approach*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40(1):62-70.

- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18(7):1733-1750.
- Kiltie, R.A. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 13(3):234-236.
- Lizcano, D.J. 2006. Ecology and conservation of large mammals in the Northern Andes. PhD Thesis. Durrell Institute of Conservation and Ecology University of Kent. 198p.
- McNaughton, S.J.; Rues, R.W. & Seagle, S.W. 1988. Large mammals and process dynamics in African ecosystems. Herbivorous mammals affect primary productivity and regulate recycling balances. *BioScience* 38(11):794-800.
- Mittermeier R.A.; GIL P.R.; Hoffmann M.; Pilgrim J.; Brooks T.; Mittermeier C.G., Lamoreux J. & Fonseca G.A.B. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. Mexico City (Mexico): CEMEX.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 1998. Primeiro relatório nacional para a conservação sobre Diversidade Biológica. Brasília DF.
- Muller-Landau, H.C. 2007. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in Tropical forests. *Biotropica* 39(3):372-384.
- Nunez-Iturri, G.; Olsson, O. & Howe, H.F. 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation* 141(6):1536-1546.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54(1):47-59.
- Peres, C.A. 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian Terra Firme Forest. *Biotropica* 26(3):285-294.
- Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77(2-3):115-123.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1):240-253.
- Peres, C.A. 2008. Soil fertility and arboreal mammals biomass in tropical forest, p. 349-364. In: W.P. Carson & S.A. Schnitzer (Ed.). *Tropical forest community ecology*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Peres, C.A. & Dolman, P.M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122(2):175-185.
- Pinto, L.P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Pagilia, A. & Lamas, I. 2006. Mata Atlântica brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial, p. 91-118. In: C.F.D. Rocha; H.G. Bergallo; M.V. Sluys & M.A.S. Alves (Eds.). *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo.
- Redford, K.H. & Robinson, J.G. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89(3):650-667.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-422.

- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen A.C.; Ponzoni F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6):1141-1153.
- Rocha-Mendes, F.; Mikich, S.B.; Bianconi, G.V. & Pedro, W.A. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Estado do Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4):991-1002.
- Roldán, A.I. & Simonetti, J.A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests experiencing different hunting pressures. *Conservation Biology* 15(3):617-623.
- Silman, M.R., Terborgh, J.W. & Kiltie R.A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84(2):431-438.
- Simberloff, D.S. 1984. Mass extinction and the destruction of moist tropical forest. *Zhurnal Obshchei Biologii* 45:767-778.
- Sinclair, A.R.E. 2003. Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. *Philosophical Transactions The Royal Society* 358(1438):1729-1740.
- SMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. 1999. Fauna ameaçada no Estado de São Paulo. Paisagem paulista: áreas protegidas. São Paulo: Empresa das Artes.
- Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13(7):1419-1425.
- Terborgh, J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests, p. 371-384. In: A. Estrada & T.H. Fleming (Eds.). *Frugivores and seed dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2(4):402-403.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b):283-292.
- Terborgh, J. & Wright, S.J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. *Ecology* 75(6):1829-1833.
- Terborgh, J.; Feeley, K.; Silman, M.; Nuñez, P. & Balukjian, B. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94(2):253-263.
- Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N.C.; Valverde, F.H.; Alvarez, P.; Swamy, V.; Pringle, E.G. & Paine, C.E. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89(6):1757-1768.
- Vanthomme, H.; Bellé, B. & Forget, P. 2010. Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa. *Biotropica*. Artigo publicado online: 22fev2010. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2010.00630.x/abstract>.
- Vidolin, G.P. & Mikich, S.B. 2004. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix - PR: Estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica de grupos, p. 196-205. In: M.S. Milano; L.Y. Takahashi & M.L. Nunes (Eds.). *Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, vol. 1, Curitiba.
- Ward, D. & Young, T.P. 2002. Effects of large mammalian herbivores and ant symbionts on condensed tannins of *Acacia drepanolobium* in Kahya. *Journal of Chemical Ecology* 28(5):921-937.
- Wilson, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica, p. 3-24. In: E.O. Wilson (Org.). *Biodiversidade*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Wright, S.J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):73-86.

Wright, S.J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M.M.; Moreno, M.C. & Ibañez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239.

Wright, S.J. & Duber, H.C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33(4):583-595.

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

CAPÍTULO I



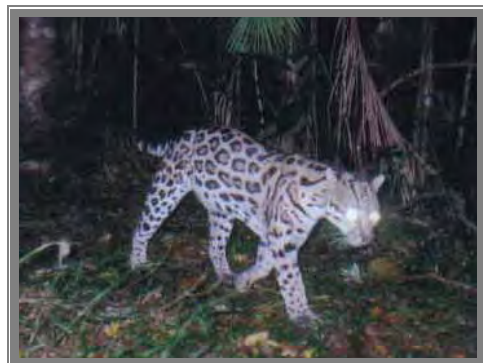
Queixada – *Tayassu pecari*



Anta – *Tapirus terrestris*



Onça parda – *Puma concolor*



Jaguaritica – *Leopardus pardalis*



Serelepe – *Sciurus aestuans*



Cachorro do mato – *Cercyon thous*

COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA
DE MAMÍFEROS EM DUAS ÁREAS DA FLORESTA ATLÂNTICA

RESUMO

Composição, abundância e biomassa de mamíferos em duas áreas da Floresta Atlântica

Existe um gradiente de cenários cuja composição, abundância e biomassa de animais podem estar praticamente intactas, ou encontrar-se em seu maior grau de comprometimento. Em diversos níveis de defaunação, processos ecológicos podem ser interrompidos pela falta de interações, modificando a dinâmica do ambiente. O presente estudo foi realizado com o objetivo de caracterizar as comunidades de mamíferos de duas áreas geograficamente próximas na Floresta Atlântica, sendo esta a primeira etapa para o seu enquadramento no gradiente de defaunação. A avaliação da mastofauna ocorreu no período 2004 a 2009, por meio dos métodos de transectos lineares, armadilhas fotográficas e registros ocasionais de espécies. Como resultados, tem-se que a riqueza de espécies e a abundância total de mamíferos foram semelhantes entre as duas áreas amostrais. Diferenças significativas foram encontradas entre as abundâncias de alguns táxons, com destaque para o queixada *Tayassu pecari*, refletindo na biomassa total de mamíferos em cada área. Ambas as comunidades de mamíferos são incompletas, porém díspares em relação à biomassa.

Palavras-chave: Defaunação, mastofauna, caça, transectos lineares, armadilhas-fotográficas.

ABSTRACT

Mammals composition, abundance and biomass in two sites in the Atlantic Forest.

There is a gradient of scenarios whose animal composition, abundance and biomass can be practically intact or in their greatest degree of impairment. At various levels of defaunação, ecological processes can be disrupted by lack of interaction by modifying the dynamics of the environment. This study was conducted with the aim of characterize the mammal communities in two sites geographically nearby in the Atlantic Forest, which is the first step to their framework in the gradient of defaunação. The evaluation of mammalogy occurred in the period 2004 to 2009, using the methods of line transects, camera traps and occasional records of species. As a result, it follows that the species richness and total abundance of mammals were similar between the two sites. Significant differences were found between the abundances of some taxa, especially the peccary *Tayassu pecari*, reflecting at the total biomass of mammals in each site. Both mammals communities are incomplete, however disparate in relation to biomass.

Key words: Defaunação, mammalian, game species, line-transects, camera-trap.

INTRODUÇÃO

A perda da diversidade causada direta ou indiretamente pela destruição de habitats naturais pode ser uma mudança ambiental irreversível (Wilson 1997, Dirzo & Raven 2003). Nos trópicos, a remoção total da cobertura da floresta ou sua fragmentação é tão comum que cerca de 13 milhões de hectares de florestas foram anualmente convertidos na última década (FAO 2010). Essa drástica mudança ambiental implica na redução da riqueza e abundância da fauna (Simberloff 1984, Dirzo 2001), principalmente quando se soma à caça de subsistência, ao comércio ilegal de carne e pele, e ao tráfico de animais. Tais atividades são difíceis de serem documentadas devido ao seu caráter ilegal (Dirzo 2001), porém podem gerar consequências severas, uma vez que poucos humanos costumam afetar uma grande área. É estimado que caçadores sejam responsáveis pela morte e mutilação de sessenta milhões de animais por ano nas florestas neotropicais, podendo levar várias espécies à extinção local (Peres 1990, 1996, Redford 1992) – só na Amazônia brasileira, pelo menos 16 milhões de mamíferos são mortos anualmente por caçadores (Peres 2000).

Em geral, os mamíferos de maior interesse cinegético nos neotrópicos são os primatas, porcos-do-mato, veados, tatus, grandes roedores e antas (Redford & Robinson 1987, Bodmer et al. 1997, Cullen Jr. et al. 2000, Rocha-Mendes et al. 2005). No entanto, caçadores também removem os grandes felinos, que são os responsáveis pelo controle da abundância de muitos animais herbívoros (Terborgh 1992). Dessa forma, essa atividade pode reduzir ou eliminar espécies, deixando áreas de florestas estruturalmente intactas, mas vazias de grande animais, ou seja, defaunadas (Dirzo & Miranda 1990, Redford 1992).

A “síndrome de floresta vazia” (Redford 1992) é mais facilmente detectada em casos extremos. No entanto, por diversas vezes ocorrem situações onde os extremos não estão presentes, e que a composição e a abundância da fauna pode estar afetada em diversos níveis, representando um gradiente de defaunação (Dirzo et al. 2007). Tal gradiente vai desde cenários cuja composição, abundância e biomassa animal podem ser consideradas praticamente intactas, até o seu maior grau de comprometimento. Em diversos níveis de defaunação, processos ecológicos podem ser interrompidos/modificados pela falta de interações, alterando a dinâmica do ambiente (Dirzo & Miranda 1991, Wright 2003, Asquith & Mejía-Chang 2005, Creel & Christianson 2009, Holbrook & Loiselle 2009, Vanthomme et al. 2010).

Para enquadrar uma área no gradiente de defaunação, seria ideal obter informações de como era a estrutura faunística antes das ações antrópicas. Mas esta pode ser considerada uma missão impossível na maioria dos casos. Deste modo, tal classificação deve ser feita por meio de

comparações entre diversas áreas, levando-se em consideração tanto parâmetros da fauna (composição e abundância das espécies), como do funcionamento dos processos ecológicos (p.ex. recrutamento e taxas de crescimento de plantas zoocóricas) - utilizados como indicativos do grau de defaunação (e.g. Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Arnold & Asquith 2002, Peres 2008, Terborgh et al. 2008, Creel & Christianson 2009, Holbrook & Loiselle 2009).

A Floresta Atlântica, localizada em área de grande concentração humana e que vem sofrendo consequências em termos de perda de habitat e pressões sobre a fauna, é considerada um bioma de grande interesse para a conservação, pois trata-se de um dos mais diversos em relação à fauna e flora do mundo (Myers et al. 2000, Galino-Leal & Câmara 2003, Ceballos & Ehrlich 2006). Além disso, este ecossistema ainda possui consideráveis extensões e apresenta situações variadas no que diz respeito à composição faunística (Galetti et al. 2009a), sendo um cenário interessante para observações no que diz respeito à defaunação e suas implicações. Tendo isso em vista, o presente estudo foi realizado com o intuito de caracterizar a composição, abundância e biomassa de mamíferos em duas áreas próximas no bioma, como uma primeira etapa no processo de enquadramento dessas áreas no gradiente de defaunação.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na porção norte do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), uma das principais unidades de conservação da Floresta Ombrófila Densa do Brasil devido ao seu extenso tamanho, localização e conectividade (Veloso et al. 1992, Instituto Florestal 2006), localizada no leste do estado de São Paulo. Com presença marcante de bambus e árvores de florestas em estádios iniciais da sucessão, como o manacá-da-serra (*Tibouchina mutabilis*, o cabuçu (*Miconia cabussu*) e a cuvatã (*Cupania oblongifolia*), o parque também possui espécies de subdossel presentes em toda a sua amplitude, caso da maria-mole *Guapira opposita* e do palmito *Euterpe edulis*. Entre as árvores do dossel de trechos conservados destacam-se a sapopema (*Sloanea guianensis*) e setecapotes (*Campomanesia xanthocarpa*) (Instituto Florestal 2006). Com uma área de aproximadamente 315.000 ha de Floresta Atlântica, o PESM está dividido em regiões administrativas, chamadas de núcleos, sendo o núcleo Santa Virgínia (NSV) (23° 17'a 23° 24' S e 45° 03' a 40° 11' W – Figura 1) a área foco do presente estudo.

O NSV possui 60% de cobertura florestal nativa primitiva ou pouco antropizada (Floresta Ombrófila Densa Montana e Altomontana) e o restante é composto por campo limpo, campo sujo, capoeiras, capoeirões e reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus saligna* (Instituto Florestal 2006). A pressão de caça do núcleo foi considerada por Marques (2004) de inexistente a moderada, variando em sua extensão. Desse modo, utilizando-se de relatos empíricos da comunidade local sobre diferenças na mastofauna do NSV, foram selecionadas para investigação duas áreas amostrais, distantes cerca de 16 km e separadas por uma rodovia de intensa utilização por automóveis (SP 125). São elas:

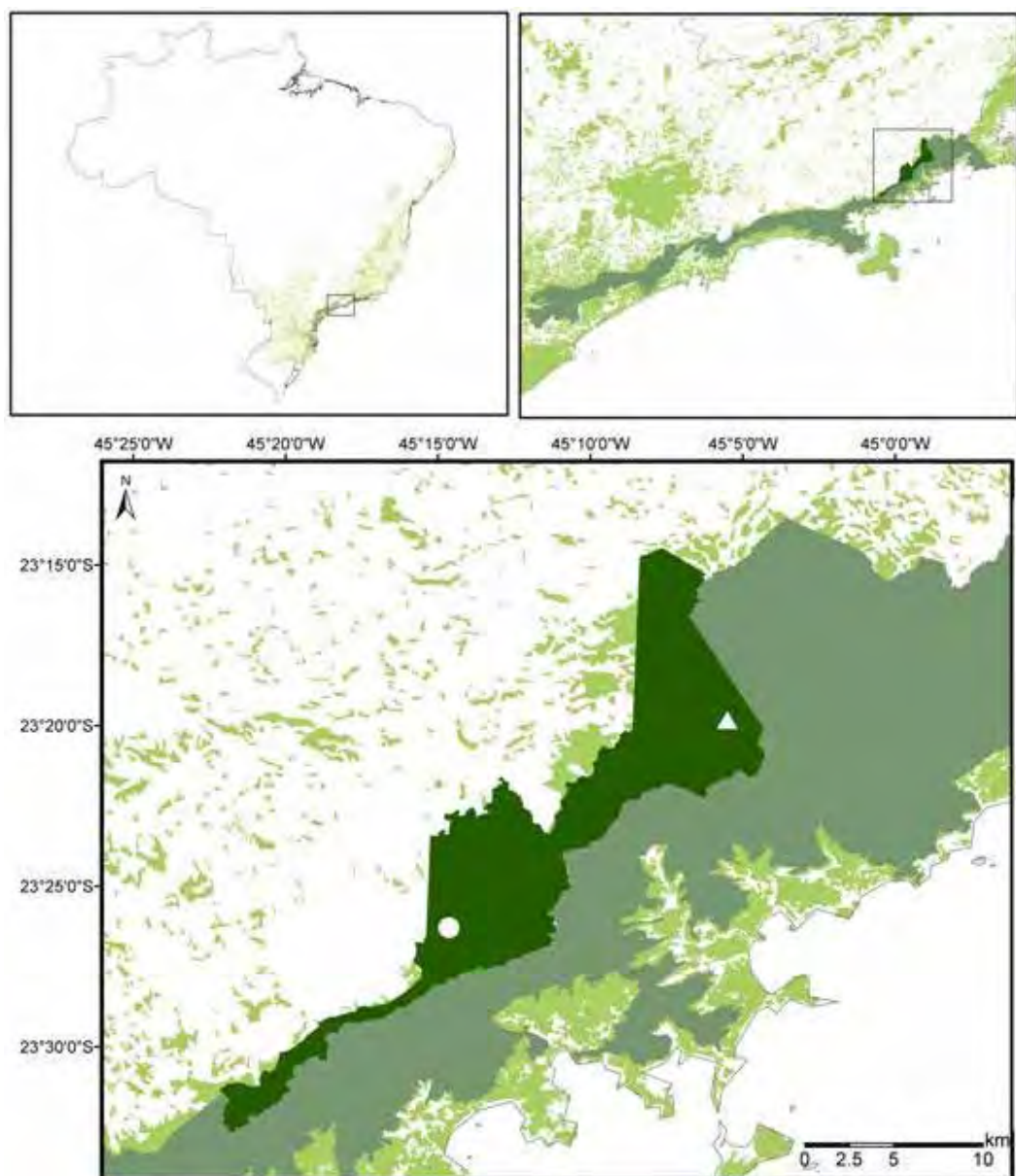


Figura 1 – Localização do núcleo Santa Virgínia – estado de São Paulo, no contexto do Brasil, dos remanescentes de Floresta Atlântica (Fonte SOS Mata Atlântica) e do Parque Estadual da Serra do Mar. Em detalhe as bases de pesquisas avaliadas no estudo. Circulo = base Vargem Grande, Triângulo = base Itamambuca.

I. Base Itamambuca (BI – sede: 45° 5' 16" W/ 23° 19' 29" S) – localizada na porção norte do NSV, englobou também uma pequena área do núcleo Cunha.

II. Base Vargem Grande (VG – sede: 45° 14' 39" W / 23° 26' 16" S) – situada na porção mediana do NSV.

Amostragem por transectos lineares

Foram selecionados 12 km de trilhas e estradas pré-existentes nas bases estudadas para obtenção dos registros, sendo 8 km em BI (três trilhas) e 4 km em VG (uma trilha). O esforço total para amostragem da mastofauna foi de 371,3 km, destes, 205,55 km em BI e 165,75 em VG. Da quilometragem total, 138 km foram percorridos entre os anos de 2004 e 2005 (Nobre 2007), e 233,3 km foram percorridos de setembro de 2007 a fevereiro de 2009.

A amostragem nos transectos foi feita no período diurno, com velocidade média de 1 km/h, seguindo o protocolo de Buckland et al. (1993) e Peres (2000). As atividades foram iniciadas nas primeiras horas da manhã e permaneceram até o término do percurso. Ao finalizar um percurso, foi aguardada uma hora antes de se retornar pelo mesmo.

Amostragem por armadilhas fotográficas

O esforço amostral por este método foi distribuído nos meses de março, abril, maio e junho de 2008, nos quais foram utilizadas de 28 a 30 armadilhas fotográficas (Leaf River, modelo C1-BU) instaladas a cada 400 m das trilhas e estradas utilizadas no método de transectos lineares, tendo seu local de instalação alterado três vezes. Os equipamentos foram fixados em árvores (aproximadamente 30 cm de altura) nas margens das trilhas e estradas, direcionadas com pequeno ângulo em relação ao transecto para aumentar o campo fotográfico. Por se tratar de uma amostragem que enfoca além da riqueza a abundância das espécies, não foram utilizados iscas nem outros atrativos. O esforço amostral obtido foi de 751 armadilhas.dia, sendo 381 armadilhas.dia em BI e 370 armadilhas.dia em VG.

Análise de dados

Na amostragem por transectos lineares, para cada encontro com mamíferos foi anotado a espécie e o número total de indivíduos observados; com base nisso foi calculada a abundância e biomassa para cada espécie e área amostral. A abundância foi determinada como número de indivíduos registrados por 10 km percorridos, e pelo número de encontros com cada espécie por 10 km; para a biomassa, foram utilizados valores médios do peso das espécies (Emmons 1997, Reis et

al. 2006), multiplicado pelo número de indivíduos observados a cada 10 km (Chiarello 1999, Cullen Jr. et al. 2000, Galetti et al. 2009a). A diferença na abundância e biomassa dos mamíferos entre as áreas foi avaliada pelo teste de Qui-quadrado.

Para a espécie *Tayassu pecari* (queixada), o cálculo de abundância e biomassa foi feito em relação ao número máximo de indivíduos constatados em um grupo durante a execução do trabalho ($n = 16$ indivíduos), multiplicado pelo número de eventos em que a espécie foi registrada. Optou-se por utilizar essa abordagem por tratar-se de uma espécie com hábito fortemente gregário, que pode formar varas de 50 a 300 indivíduos (Emmons 1997), sendo que em estudos realizados na Mata Atlântica do estado de São Paulo, os grupos variaram de 30 a 50 indivíduos (Cullen Jr. 1997, Keuroghlian et al. 2004). Deste modo, foi evitada uma subestimação da espécie, uma vez que o número de indivíduos visualizados tratava-se apenas de uma parte da vara.

Para as armadilhas fotográficas, sempre que possível, buscou-se a identificação individual com base em manchas na pelagem, cicatrizes e estrutura corporal. Noutros casos, a contagem de indivíduos foi feita utilizando somente a foto com o maior número de indivíduos, entre as obtidas num período de 24 h, ou que houvesse o registro de outra espécie entre seqüência de imagens, para cada armadilha fotográfica (adaptado de Martins et al. 2007). Deste modo, a amostragem forneceu um número mínimo de indivíduos por espécie, registrado localmente.

Adicionalmente aos métodos acima apresentados, registros ocasionais de mamíferos também foram incluídos para compor a riqueza de espécies das áreas amostrais, comparadas por meio do índice de similaridade de Sorensen (Sorensen 1948).

RESULTADOS

Com base nos dois métodos (transectos lineares e armadilhas fotográficas) e registros ocasionais realizados ao longo do estudo, a riqueza de espécies observada foi semelhante entre as duas áreas amostrais (Tabela 1). Considerando apenas os táxons silvestres, ou seja, excluindo o cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*), a similaridade da composição da mastofauna segundo o índice de Sorensen foi de 0,98, ou seja, apenas a preguiça *Bradypus variegatus* teve presença confirmada em uma única área.

Na amostragem por transectos lineares foram obtidos 109 encontros com mamíferos, destes 59,6% ocorreram na VG e 40,4% na BI. A espécie mais registrada foi *Sciurus aestuans* (serelepe), com seis registros para BI e 43 para VG; a segunda espécie mais observada foi *Callithrix*

aurita (sagui-da-serra-escuro), com 14 encontros (38 indivíduos) na VG e 13 encontros (43 indivíduos) na BI. Dentre os mamíferos de maior porte, a espécie mais registrada foi *Tayassu pecari* (queixada) com dez encontros, todos na BI (Tabela 2).

Tabela 1 – Espécies de mamíferos registradas por meio de transectos lineares, armadilhas fotográficas e registros ocasionais nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar. Pesos médios dos animais calculados com base nos valores apresentados por Emmons (1997) e Reis et al. (2006). Ordenação taxonômica segundo critérios de Wilson & Reeder (2005).

Espécies registradas	Vernáculo técnico	Peso Médio (kg)	Registro BI	Registro VG
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá-de-orelha-preta	0,78	VV	AF
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha	4,50	VV	VV, AF
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatupeba	4,85	VV	VV
<i>Cabassous unicinctus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-do-rabo-mole	3,20	VV	CA
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	Bicho-preguiça	3,90	-	VV
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	6,00	VV	AF
<i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy, 1812)	Sagui-da-serra-escuro	0,29	VT	VT
<i>Cebus nigratus</i> (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego	3,10	VT	VT
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	Bugio	5,65	VT	VO
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	Serelepe	0,18	VT	VT
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	50,00	RA	VT
<i>Dasyprocta leporina</i> (aff.) (Linnaeus, 1758)	Cutia	2,80	VV, AF	VT
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	9,00	AF	AF
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti	0,82	VV	VV
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaririca	10,00	VT, AF	AF
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	2,25	RA	AF
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	6,00	AF	AF
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Suçuarana	74,5	AF, RA	AF, RA
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Gato-mourisco	6,75	AF	AF
<i>Canis lupus familiaris</i> Linnaeus, 1758*	Cachorro doméstico	8,50	-	VT, AF
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	5,75	RA	VV, AF
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	5,10	VV	VT, AF
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	5,10	VT	VT
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. [Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada	5,40	RA	RA
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	238,50	AF, RA	AF, RA
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto	26,00	VT	AF
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	35,00	VT, AF	AF

Registros por: AF = armadilha fotográfica, VT = visualização em transecto linear, VV= visualização ocasional, CA = carcaça, VO = vocalização, RA = rastro. *Valor médio de acordo com os indivíduos registrados.

A abundância total de mamíferos não diferiu estatisticamente entre as duas áreas amostrais, nem para os indivíduos visualizados ($\chi^2 = 0,73$; gl = 1; p = 0,39), nem para os encontros ($\chi^2 = 0,27$; gl = 1; p = 0,955) (Tabela 2). No entanto, a BI apresentou maior abundância de *T. pecari* (7,79 ind/10 km) e de *Callithrix aurita* (2,09 ind/10 km), enquanto na VG a espécie com maior abundância foi *S. aestuans* (3,43 ind/10 km) seguido por *C. aurita* (2,29 ind/10 km), sendo também essa a ordem da abundância por encontros.

As diferenças entre as abundâncias por espécies, refletiram na biomassa total de mamíferos em cada área (Tabela 2 - BI = 292,41 kg/10 km e VG = 12,85 kg/10 km) ($\chi^2 = 161,97$; gl = 1; p = 0,000), de modo que a BI, apresentou uma biomassa de mamíferos pelo menos 22 vezes maior que a VG.

Tabela 2 – Abundância (indivíduo/10 km e encontro/10 km) e biomassa relativa (kg/10 km) de cada espécie de mamífero detectada por meio da estimativa populacional por transectos lineares nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de agosto de 2004 a fevereiro de 2009. Dados de biomassa foram baseados no peso médio apresentados na Tabela 1.

Espécies	BASE ITAMAMBUCA (BI)			BASE VARGEM GRANDE (VG)		
	Abundância		Biomassa	Abundância		Biomassa
	Indivíduos	Encontro		Indivíduos	Encontro	
<i>Callithrix aurita</i>	2,09	0,63	0,60	2,29	0,84	0,66
<i>Cebus nigritus</i>	1,21	0,29	3,77	0,72	0,12	2,24
<i>Alouatta guariba</i>	0,48	0,19	2,74			
<i>Sciurus aestuans</i>	0,29	0,29	0,05	3,43	2,59	0,61
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>				0,12	0,12	6,03
<i>Dasyprocta leporina</i> (aff.)				0,06	0,06	0,16
<i>Leopardus pardalis</i>	0,04	0,04	0,48			
<i>Canis lupus familiaris</i>				0,12	0,06	1,02
<i>Eira barbara</i>				0,06	0,06	0,29
<i>Nasua nasua</i>	0,14	0,14	0,74	0,36	0,06	1,84
<i>Pecari tajacu</i>	0,43	0,04	11,38			
<i>Tayassu pecari</i> *	7,79*	0,48	272,65*			
Total	12,47	2,10	292,41	7,16	3,91	12,85

* Para a espécie *Tayassu pecari* o cálculo de abundância e biomassa foi feito em relação ao número máximo de indivíduos contados em um grupo durante a execução do trabalho (n = 16 indivíduos), multiplicado pelo número de eventos em que a espécie foi registrada.

As diferenças na composição dos mamíferos de cada área ficam mais evidentes quando as espécies são agrupadas por classes de peso (Tabela 3). A abundância (indivíduos/10 km) dos pequenos (i.e., com peso médio inferior a 1 kg) é cerca de duas vezes maior na VG, enquanto a abundância dos grandes (peso médio superior a 15 kg) é aproximadamente 70 vezes maior na BI. Valores de biomassa também seguem este padrão; os mamíferos pequenos compõem uma biomassa quase duas vezes maior na VG, enquanto os grandes são responsáveis por uma diferença 47 vezes maior na BI.

Por meio das armadilhas fotográficas foi possível o registro de 15 espécies de mamíferos silvestres e uma doméstica (*Canis lupus familiaris*) (Tabela 4), com maior número de espécies registradas na VG. Exceto o queixada (*Tayassu pecari*) na BI, todas as espécies permitiram uma identificação individual mínima, com base em manchas na pelagem, cicatrizes e estrutura corporal. Espécies de grandes mamíferos herbívoros, *Tayassu pecari* e a anta (*Tapirus terrestris*), apresentaram números de indivíduos marcadamente superiores na BI.

Tabela 3 – Abundância (Ind. = indivíduos/ 10 km e Enc. = encontros/10 km) e biomassa relativa (kg / 10 km) para classes de mamíferos de acordo com o peso das espécies detectadas por meio da estimativa populacional por transectos lineares nas bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de agosto de 2004 a fevereiro de 2009. Dados de biomassa foram baseados no peso médio apresentados na Tabela 1.

Classe de peso	BASE ITAMAMBUCA (BI)			BASE VARGEM GRANDE (VG)		
	Abundância		Biomassa	Abundância		Biomassa
	Ind.	Enc.		Ind.	Enc.	
Pequenos (< 1 kg)	2,38	0,92	0,65	5,72	3,43	1,27
Médios (1 a 15 kg)	1,87	0,66	7,73	1,32	0,36	5,55
Grandes (> 15 kg)	8,22	0,52	284,03	0,12	0,12	6,03
Total	12,22	2,10	292,41	7,16	3,91	12,85

Utilizando de maneira conjunta os registros de mamíferos pelos métodos de transectos lineares e armadilhas fotográficas, é possível verificar o acúmulo de observações de cada espécie em cada uma das áreas estudadas (Figura 2). Com destaque mais uma vez para os registros de *Sciurus aestuans*, com maior frequência na VG e de *Tayassu pecari*, com maior número de registros na BI.

Tabela 4 – Número de indivíduos fotografados por meio de armadilhas fotográficas nas bases Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG), bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar, no período de março a junho de 2008.

Espécies registradas	Números de indivíduos fotografados	
	BASE ITAMAMBUCA (BI)	BASE VARGEM GRANDE (VG)
<i>Didelphis aurita</i>	0	1
<i>Dasybus novemcinctus</i>	0	1
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0	1
<i>Dasyprocta leporina</i> (aff.)	1	1
<i>Cuniculus paca</i>	2	1
<i>Leopardus pardalis</i>	0	3
<i>Leopardus tigrinus</i>	0	1
<i>Leopardus wiedii</i>	2	1
<i>Puma concolor</i>	3	3
<i>Puma yagouaroundi</i>	1	1
<i>Canis lupus</i>	0	2
<i>Cerdocyon thous</i>	0	1
<i>Eira barbara</i>	0	2
<i>Tapirus terrestris</i>	5	1
<i>Pecari tajacu</i>	0	1
<i>Tayassu pecari</i> *	42	1

* a contagem de indivíduos foi feita utilizando somente a foto com o maior número de indivíduos, obtidas num período de 24 h, ou que houvesse o registro de outra espécie entre sequências de imagens, para cada armadilha fotográfica (adaptado de Martins et al. 2007).

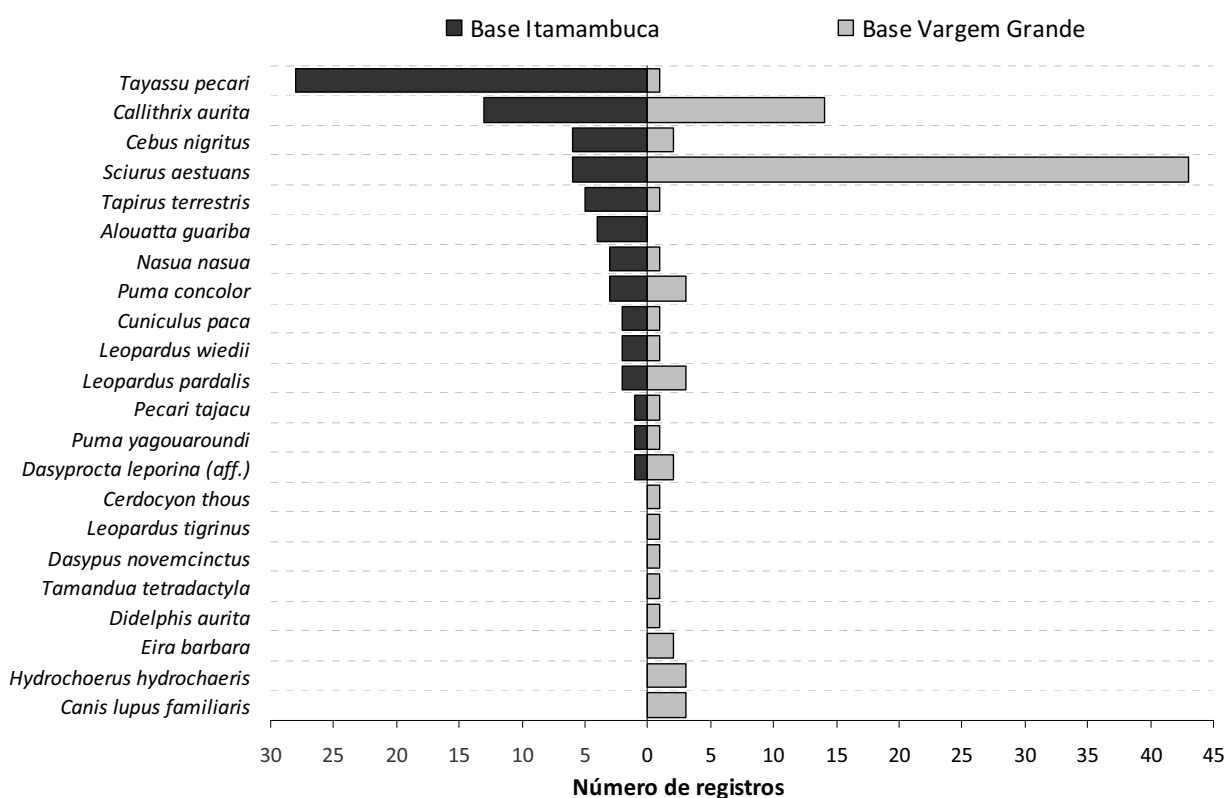


Figura 2 – Número de registro por espécie de mamíferos (transectos lineares + armadilhas fotográficas) para as bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar.

DISCUSSÃO

Com base nos métodos aplicados, os mamíferos registrados na VG e BI foram praticamente os mesmos, indicando alta similaridade na riqueza de espécies entre as áreas (Sorensen 0,98). No entanto, táxons de ocorrência esperada para o núcleo, como a onça-pintada (*Panthera onca*), o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) e o mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) (Rocha-Mendes et al. in prep.), não foram registrados, indicando que as comunidades mastofaunística das áreas VG e BI estão incompletas, podendo ter havido perdas locais de espécies.

Em relação à abundância, embora o valor total não tenha diferido estatisticamente entre as áreas, os resultados (transectos lineares e armadilhas fotográficas - Figura 2) indicam que a VG foi ou está sendo afetada por algum tipo de pressão sobre a fauna, principalmente no que diz respeito às baixas frequências de *Tayassu pecari* e *Tapirus terrestris*.

De maneira geral, os grandes mamíferos são os primeiros a sofrer com atividades antrópicas, como a caça e a fragmentação (Terborgh 1992). Entretanto, de acordo com características locais

(p.ex. pressão de caça e paisagem) e dos animais (p.ex. área de vida, comportamento territorialista, aspectos reprodutivos, preferências alimentares), a maneira como cada espécie é afetada pelas pressões é distinta (Cullen Jr. et al. 2000, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Galetti et al. 2009a). Para a Floresta Atlântica, Galetti et al. (2009a) indicam que a pressão de caça afeta significativamente a abundância e a biomassa de ungulados e grandes roedores. De modo complementar, estudos têm mostrado que o *T. pecari* e *T. terrestris* são altamente afetados pela caça, principalmente neste bioma (Cullen Jr. et al. 2000, Galetti et al. 2009a), enquanto *Pecari tajacu*, *Mazama* spp. e *Dasyprocta* spp. não mostram decréscimo de abundância em áreas altamente caçadas (Cullen Jr. et al. 2000, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Azevedo & Conforti 2008).

Não foram encontradas diferenças nas abundâncias de *Pecari tajacu* e *Dasyprocta leporina* (aff.) entre as áreas amostrais. No entanto, estas espécies tiveram poucos registros, sendo que o gênero *Mazama* não foi observado por nenhum dos métodos empregados, tendo sua ocorrência para o núcleo confirmada apenas por meio de relatos de terceiros (Instituto Florestal 2006, Rocha-Mendes et al. in prep). Embora todas sejam espécies com alto valor cinegético e frequentemente alvo dos caçadores (Redford & Robinson 1991, Cullen Jr. et al. 2000, Rocha-Mendes et al. 2005, Rocha-Mendes & Kuczach 2007), a baixa abundância encontrada no NSV não parece ser resultado desta atividade ilegal, uma vez que outros mamíferos igualmente caçados e mais sensíveis a esta pressão, como o queixada e a anta, não apresentam tais características. Deste modo, a baixa abundância registrada provavelmente está relacionada a outros fatores, como a composição e estrutura do habitat, disponibilidade de recursos, presença de predadores e plasticidade ecológica (August 1983, Robinson & Redford 1986, Peres 1997, Terborgh et al. 1999, Stevenson 2001).

Outra diferença marcante entre as áreas de estudo é a abundância do serelepe *Sciurus aestuas*, cerca de nove vezes maior em VG. Negrão & Valladares Pádua (2006) na Reserva Florestal do Morro Grande (SP – 10.870 ha) e Chiarello (1999) em seis fragmentos no Espírito Santo com diferenças nos níveis de perturbação (de 210 a 21.800 ha), encontraram altos valores de abundância para esta espécie. Ou seja, o tamanho da área e a intensidade de perturbação parecem não afetar este roedor, podendo a diferença observada entre VG e BI ser o resultado, principalmente, de características intrínsecas de cada área, como por exemplo, a disponibilidade da palmeira *Attalea dubia* – importante recurso alimentar para a espécie (Voltolini 2004, Andreazzi et al. 2009), encontrada com maior frequência em VG (obs. pess.).

As abundâncias de mamíferos encontradas neste estudo são as maiores dentre aquelas levantadas para áreas com características vegetacionais semelhantes (i.e. florestas ombrófilas

densas montana e sub-montana). Galetti et al. (2009a), por exemplo, registraram o menor valor para o Parque Estadual do Jurupará (0,16 indivíduo/10 km), enquanto Chiarello (1999) encontrou o maior para a Reserva Biológica Augusto Ruschi, Espírito Santo (2,72 indivíduos/10 km).

No entanto, a abundância total dos mamíferos não deve ser utilizada como única medida a determinar o estado de conservação de uma área, sequer as características destas comunidades. A avaliação por classes de peso e/ou biomassa (kg/10 km) parece ser mais indicada no contexto, visto que a variação entre as classes pode refletir parâmetros ecológicos distintos, como por exemplo, a presença/ausência de mamíferos de grande porte e superpopulação de meso-predadores.

Em comparação com outros estudos na Floresta Atlântica, o número de encontros de grandes mamíferos em BI foi o maior em relação àqueles obtidos nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro (Negrão & Valladares Pádua 2006, Araújo et al. 2008), mas não no Espírito Santo (Figura 3a), onde a diferença é dada pelo grande número de registros de veados (*Mazama* spp.) (Chiarello 1999, 2000). Mesmo quando ponderada sobre os indivíduos/10 km – usando como base a análise cumulativa de outros trabalhos no bioma (v. Galetti et al. 2009a) – a abundância foi maior na BI (Figura 3b).

Para os mamíferos de médio porte o padrão encontrado é distinto. Os valores de abundância tanto da BI, quanto da VG (indivíduos e encontros/10 km), foram os menores do bioma (Figura 3a, b). Tal fato pode ocorrer por dois motivos, 1. baixa densidade natural de espécies como primatas e cutia (*Dasyprocta* spp.) encontrada no Núcleo Santa Virgínia em relação às outras áreas, uma vez que são estes os táxons de médio porte mais registrados em outros estudos; 2. indicação que as outras áreas podem encontrar-se em desequilíbrio ecológico, onde a ausência de predadores poderia ter levado a uma super-população de algumas espécies, como observado por Vidolin & Mikich (2004) e Galetti et al. (2009b).

Embora os métodos de transectos lineares e de armadilhamento fotográfico não sejam adequados para obtenção de abundância para a maioria dos pequenos mamíferos (v. Wilson et al. 1996), informações neste sentido, para algumas espécies com massa corpórea média inferior a 1 kg, podem ser obtidas por estes métodos. Este é o caso do pequeno roedor *Sciurus aestuans* e dos primatas do gênero *Callithrix* (e.g. Chiarello 1999, Cullen Jr. et al. 2000, Bernardo & Galetti 2004, Negrão & Valladares-Pádua 2006). Alguns pesquisadores optam por não coletar dados sobre estas espécies em estudos de abundância de mamíferos que utilizam apenas estes métodos. Podendo ou não ser este o ponto de vista dos autores dos estudos utilizados para comparação, temos que a abundância (encontros/10 km) desta classe de peso na VG, foi a maior em relação àquelas obtidas nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, mas novamente, não no Espírito Santo (Figura 3a).

Considerando as análises cumulativas de Galetti et al. (2009a), o número de indivíduos de pequenos mamíferos registrados a cada 10 km na VG também foi o mais alto do bioma, enquanto que o valor encontrado na BI é inferior àquele encontrado para a formação Montana.

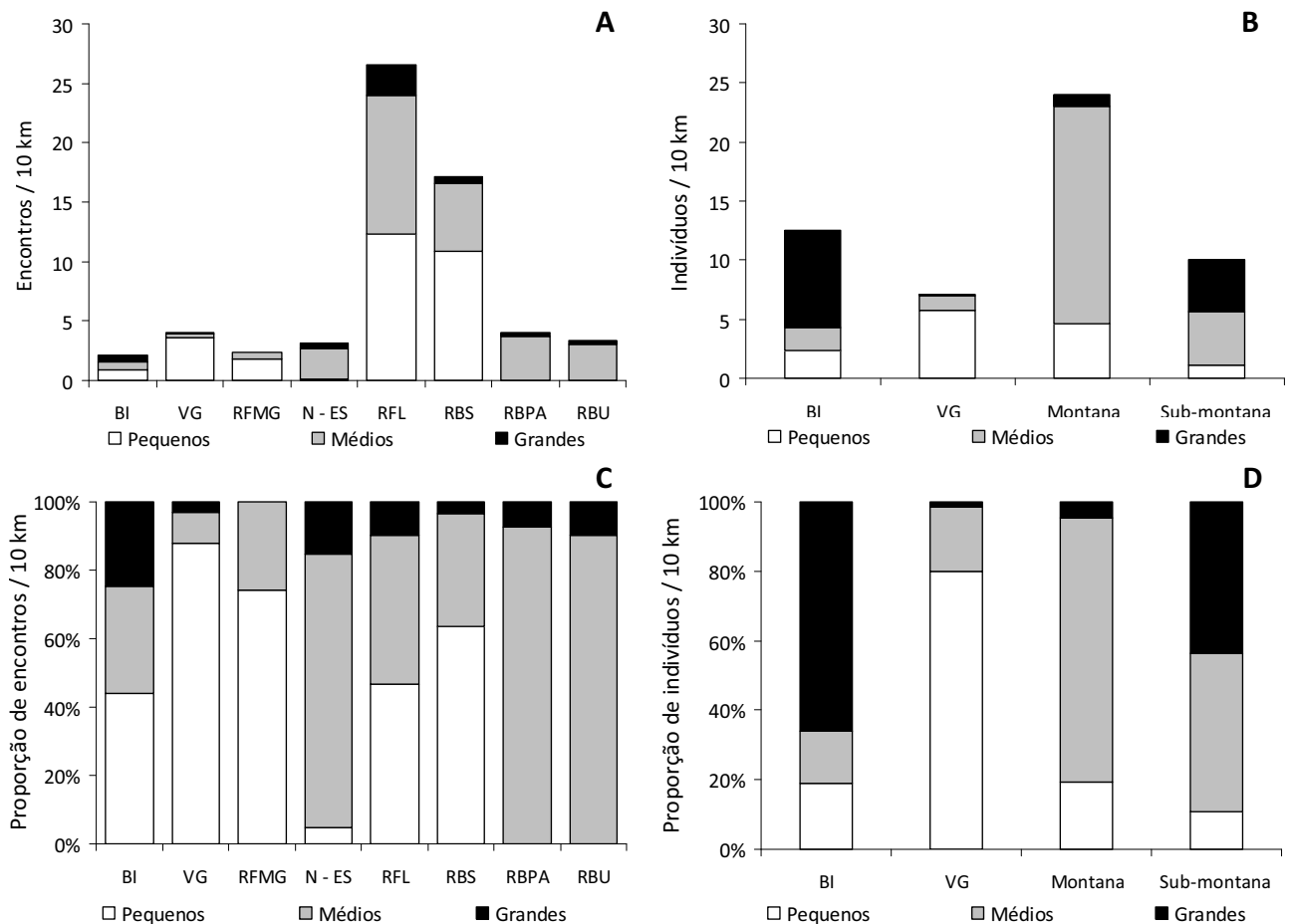


Figura 3 – A. Abundância de mamíferos por classe de peso dada por encontros/ 10 km. BI = Base Itamambuca, este estudo; VG = Base Vargem Grande, este estudo; **B.** Abundância de mamíferos por classe de peso dada por indivíduos/ 10 km. **C.** Proporção de abundância de mamíferos por classe de peso dada por encontros/ 10 km. **D.** Proporção de abundância de mamíferos por classe de peso dada por indivíduos/ 10 km. Legenda: BI = Base Itamambuca, este estudo; VG = Base Vargem Grande, este estudo; RFMG = Reserva Florestal do Morro Grande, estado de São Paulo (10.887 ha – Negrão & Valladares Pádua 2006); N - ES = Diversas áreas da região norte do estado de Espírito Santo (Chiarello 2000); RFL = Reserva Florestal de Linhares, estado de Espírito Santo (21.800 ha – Chiarello 1999); RBS = Reserva Biológica de Sooretama, estado de Espírito Santo (24.500 ha – Chiarello 1999); RBPA = Reserva Biológica de Poços das Antas, estado do Rio de Janeiro (5.071 ha – Araújo et al. 2008); RBU = Reserva Biológica União, estado do Rio de Janeiro (2.927 ha – Araújo et al. 2008). Montana = áreas de Floresta Ombrófila Densa Montana (Galetti et al. 2009a); Sub-montana = áreas de Floresta Ombrófila Densa Sub-montana (Galetti et al. 2009a). Classes de pesos baseados no peso médio apresentados na Tabela 1 - Pequenos < 1 kg; Médios de 1 a 15 kg; Grandes > 15 kg.

Analisando a proporção de biomassa por cada classe de peso, tanto em relação ao número de encontros quanto em relação ao número de indivíduos, VG apresentou o maior percentual de pequenos mamíferos, enquanto BI o maior percentual de grandes (Figura 3c, d). A abundância das espécies de maior porte em BI pode ser reflexo do bom grau de conservação da área (zona

intangível - Instituto Florestal 2006) e/ou da baixa intensidade de caça (cf. Marques 2004, Nobre 2007).

Os resultados desta etapa no processo do enquadramento de BI e VG no gradiente de defaunação indicaram que atualmente ambas as comunidades mastofaunística são incompletas, porém díspares em relação à biomassa, particularmente quanto aos queixadas *Tayassu pecari*. Tais diferenças podem estar afetando de maneira distinta processos ecológicos chaves na restauração/manutenção do ecossistema (Dirzo & Miranda 1991, Beck 2006, 2007, Keuroghlian & Eaton 2009), tema ainda pouco explorado em estudos na Floresta Atlântica.

LITERATURA CITADA

- Andreazzi, C.S.; Pires, A.S. & Fernandez, F.A.S. 2009. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):554-574.
- Araújo, R.M.; Souza, M.B. & Ruiz-Miranda, C.R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 98(3):391-396.
- Arnold, A.E. & Asquith, N.M. 2002. Herborory in a fragmented tropical forest: patterns from islands at Lago Gatúm, Panamá. *Biodiversity and Conservation* 11(9):1663-1680.
- Asquith, N.M. & Mejía-Chang, M. 2005. Mammals, edge effects, and loss of tropical forest diversity. *Ecology* 86(2):379-390.
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- Azevedo, F.C.C. & Conforti, V.A. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. *Mammalia* 72(2):82-88.
- Beck, H. 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(3):519-530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23(5):599-602.
- Bernardo, C.S.S. & Galetti, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(4):827-832.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2):460-466.
- Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P. & Laake, J.L. 1993. Distance 4.0 distance sample: estimating abundance of biological population. Chapman and Hall, London. 446p.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P.R. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(51):19374-19379.

- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89(1):71-82.
- Chiarello, A.G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiros do norte do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 11/12:229-247.
- Creel, S. & Christianson, D. 2009. Wolf presence and increased willow consumption by Yellowstone elk: implications for trophic cascades. *Ecology* 90(9):2454-2466.
- Cullen Jr., L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. M.S. Thesis. University of Florida, Gainesville. 133p.
- Cullen, L. Jr.; Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95(1):49-56.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity - A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4):444-447.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, p. 273-287. In: P.W. Price; T.M. Lewinsohn; G.W. Fernandes & W.W. Benson (Eds.). *Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Dirzo, R. & Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resource* 28:137-167.
- Dirzo, R.; Mendoza, E. & Ortiz, P. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. *Biotropica* 39(3):355-362.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature and implications for biodiversity conservation, p. 319-336. In: M.C. Press, N.J. Huntley & S. Levin (Eds.). *Ecology: achievement and challenge*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Emmons, L.H. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Chicago University Press, Chicago.
- FAO. 2010. Key findings of global forest resources assessment 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Galetti, M.; Bovendorp, R.S.; Fadini, R.F.; Gussoni, C.O.A.; Rodrigues, M.; Alvarez, A.D.; Guimarães Jr., P.R. & Alves, K. 2009b. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. *Zoologia* 26(2):288-298.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009a. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142(6):1229-1241.
- Galino-Leal, C. & Câmara, I.G. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview, p. 3-11. In: C. Galino-Leal & I.G. Câmara (Eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C.
- Holbrook, K.M. & Loiselle, B.A. 2009. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology* 90(6):1449-1455.
- Instituto Florestal. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar.

- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18(7):1733-1750.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D.P. & Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120(3):411-425.
- Marques, R.M. 2004. Diagnóstico das populações de aves e mamíferos cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 145p.
- Martins, S.S.; Sanderson, J.G. & Silva-Júnior, J.S. 2007. Monitoring mammals in the Caxiuanã National Forest, Brasil - First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. *Biodiversity and Conservation* 16(4):857-870.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(672):853-858.
- Negrão, M.F.F. & Valladares-Pádua, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotropica* 6(2):1-13.
- Nobre, R.A. 2007. Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 63p.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54(1):47-59.
- Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77(2-3):115-123.
- Peres, C.A. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica* 68(3-5):199-222.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forest. *Conservation Biology* 14(1):240-253.
- Peres, C.A. 2008. Soil fertility and arboreal mammals biomass in tropical forest, p. 349-364. In: W.P. Carson & S.A. Schnitzer (Eds.). *Tropical forest community ecology*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Redford, K.H. & Robinson, J.G. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89(3):650-667.
- Redford, K.H. & Robinson, J.G. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America, p. 6-23. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (Eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-422.
- Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. 2006. *Mamíferos do Brasil*. Imprensa da UEL, Londrina.
- Reyna-Hurtado, R. & Tanner, G.W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16(3):743-756.
- Robinson, J.G. & Redford, K.H. 1986. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist* 128(5):665-680.

- Rocha-Mendes, F. & Kuczach, A.M. 2007. Conhecimentos tradicionais sobre a mastofauna da região do Cânion do Guartelá, Estado do Paraná, Sul do Brasil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 7(4):323-333.
- Rocha-Mendes, F.; Mikich, S.B.; Bianconi, G.V. & Pedro, W.A. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Estado do Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4):991-1002.
- Rocha-Mendes, F.; Neves, C.L.; Nobre, R.A.; Marques, R.M. & Galetti, M. in prep. Mamíferos não voadores do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil.
- Simberloff, D.S. 1984. Mass extinction and the destruction of moist tropical forest. *Zhurnal Obshchei Biologii* 45:767-778.
- Sorensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter* 5(4):1-34.
- Stevenson, P.R. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in neotropical communities. *Biological Journal of the Linnean Society* 72(1):161-178.
- Terborgh, J. & Wright, S.J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. *Ecology* 75(6):1829-1833.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Terborgh, J.; Estes, J.; Paquet, P.; Ralls, K.; Boyd-Heger, D.; Miller, B. & Noss, R. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems, p. 39-64. In: M.E. Soulé & J. Terborgh (Eds.). *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks*. Island Press, Washington.
- Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N.; Valverde, F.H.C.; Alvarez, P.; Swamy, V.; Pringle, E.G. & Paine, C.E.T. 2008. Tree recruitment in an empty Forest. *Ecology* 89(6):1757-1768.
- Vanthomme, H.; Bellé, B. & Forget, P. 2010. Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa. *Biotropica*. Artigo publicado online: 22fev2010. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2010.00630.x/abstract>.
- Veloso, H.P.; Oliveira-Filho, L.C. ; Vaz, A.M.S.F.; Lima, M.P.M.; Marquete, R. & Brazão, J.E.M. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em geociências, 1. Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- Vidolin, G.P. & Mikich, S.B. 2004. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix - PR: Estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica de grupos, p. 196-205. In: M.S. Milano; L.Y. Takahashi & M.L. Nunes (Eds). *Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, vol. 1, Curitiba.
- Voltolini, J.C. 2004. Predação e dispersão de sementes de palmeiras por mamíferos na Floresta Atlântica. Teses de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro. 75p.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 2005. *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*, 3rd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Wilson, D.E.; Cole, F.R.; Nichols, J.D.; Rudran, R. & Foster, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Press, Washington.

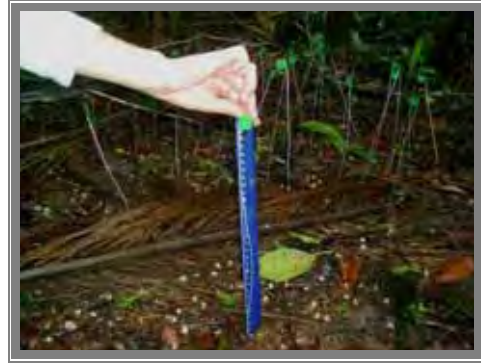
Wilson, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica, p. 3-24. In: E.O. Wilson (Org.). Biodiversidade. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Wright, S.L. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in the tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):73-86.

CAPÍTULO II



Parcela de exclusão



Plântulas artificiais



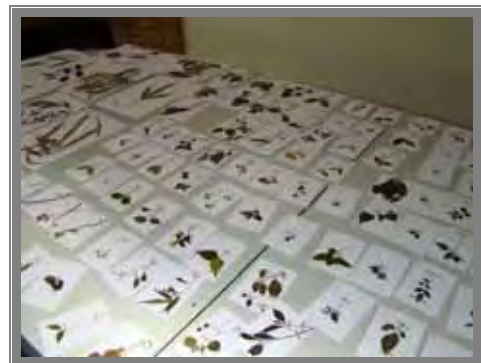
Parcela de exclusão



Amostragem de plântulas



Amostragem de plântulas



Morfotipagem das plântulas

***EFEITOS DA DEFAUNAÇÃO EM COMUNIDADES DE PLANTAS
DA FLORESTA ATLÂNTICA***

RESUMO

Efeitos da defaunação em comunidade de plantas da Floresta Atlântica

Muitos mamíferos vulneráveis aos impactos antrópicos (p.ex. caça e fragmentação) podem contribuir de maneira significativa na estruturação das comunidades vegetais. Neste trabalho, foram avaliados os efeitos da defaunação na vegetação, em duas áreas de Floresta Atlântica próximas e com comunidades de mamíferos semelhantes em riqueza, mas distintas quanto à abundância e biomassa das espécies. Por meio de experimentos de exclusão de grandes vertebrados foram testadas as seguintes hipóteses: (I) a intensidade de pisoteio de plântulas é menor em áreas defaunadas; (II) a riqueza e a diversidade de plântulas são menores em áreas defaunadas; e (III) a biomassa de plântulas é maior em áreas defaunadas. As diferenças nas abundâncias de algumas espécies, principalmente do queixada *Tayassu pecari*, tiveram efeitos significativos sobre a diversidade, biomassa e pisoteio de plântulas. A intensidade de pisoteio e a biomassa de plântulas foram afetadas de acordo com as hipóteses iniciais, enquanto que a diversidade de plântulas foi maior na área mais defaunada e nas parcelas de exclusão. Embora os efeitos da defaunação sobre a dinâmica florestal sejam reais, a maneira como cada parâmetro vegetacional é influenciado nem sempre pode ser prevista, uma vez que em florestas tropicais, estes também respondem às características intrínsecas das áreas e microhabitats.

Palavras-chave: Defaunação, florestas tropicais, plântulas artificiais, pisoteio, mamíferos, *Tayassu pecari*.

ABSTRACT

Defaunation effects in the Atlantic Forest plants.

Many mammals vulnerable to human impacts (e.g. hunting and fragmentation) may contribute significantly in the structuring of plant communities. In this study, was evaluated the effects of defaunation on vegetation in two sites of the Atlantic Forest and nearby communities with similar richness of mammals, but differences in abundance and biomass of the species. Through experiments to exclude large vertebrates tested the following hypotheses: (i) the intensity of trampling of seedlings is lower at defaunated area, (ii) the seedlings richness and diversity are smaller at defaunated area, and (iii) seedlings biomass is higher at defaunated area. The differences in the abundance of some species, especially the peccary *Tayassu pecari*, had significant effects on seedlings diversity, biomass and trampling. The trampling intensity and seedlings biomass were affected according to the initial hypotheses, while the seedlings diversity was higher at defaunated area and exclusion plots. Although the effects of defaunation on the forest dynamics are real, how each vegetation parameter is influenced can not always be predicted, since in tropical forests they also respond to the intrinsic characteristics of the areas and microhabitats.

Key words: Artificial seedlings, defaunation, mammals, *Tayassu pecari*, trampling, tropical forest.

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais do mundo inteiro vêm sendo convertidas em áreas antropizadas numa velocidade alarmante de cerca de 13 milhões de hectares por ano (FOA 2010). Essa exploração florestal direta pode ser facilmente quantificada por meio de tecnologias espaciais. No entanto, a defaunação - extinção contemporânea local ou decréscimo das populações de grandes vertebrados devido a impactos antrópicos - nem sempre é tão visível como a destruição florestal (Dirzo & Miranda 1991, Wright & Duber 2001).

Anualmente, cerca de 60 milhões de animais são mortos e/ou mutilados nas florestas neotropicais (Peres 1990, 1996, Redford 1992); só na Amazônia brasileira, pelo menos 16 milhões de mamíferos são mortos por caçadores a cada ano (Peres 2000). Esse processo de aniquilamento faunístico tem chamado a atenção de pesquisadores, que começaram a quantificar os efeitos tróficos da eliminação de grandes vertebrados nos ecossistemas terrestres (e.g. Asquith et al. 1997, Wright et al. 2000, Roldán & Simonetti 2001, Terborgh et al. 2006, Terborgh et al. 2008, Brodie et al. 2009) e aquáticos (e.g. Estes & Palmisano 1974, Estes et al. 1998). Se, por um lado, a sobrecaça de animais de grande porte tem levado diversas populações à extinção local, por outro pode ocasionar um aumento populacional de espécies não caçadas (Peres & Dolman 2000, Wright 2003, Vidolin & Mikich 2004, Galetti et al. 2009b). Como consequência, essa nova dinâmica entre populações caçadas e não caçadas pode afetar processos mutualísticos e antagonísticos importantes, como a herbivoria, a predação e a dispersão de sementes (Wright 2003).

Embora os mamíferos de médio e grande porte representem um baixo número de espécies nas florestas tropicais comparado com outros animais, eles são responsáveis por grande parte da biomassa de vertebrados (Redford 1992, Peres 1990, 1996, 2000). Não obstante, são os mais vulneráveis à extinção local em decorrência de seu alto valor cinegético e baixas taxas de crescimento e densidades populacionais (Bodmer et al. 1997, Peres 2000) que, somadas à necessidade espacial de grandes áreas, os fazem bastantes sensíveis também à fragmentação (Terborgh 1992).

Muitos desses animais estão envolvidos na dispersão de sementes e na polinização de plantas (Janson et al. 1981, Fleming & Sosa 1994, Garber & Lambert 1998, Wright & Duber 2001, Judd et al. 2002); podem ainda afetar de maneira *top-down* a estruturação da vegetação por meio da herbivoria e danos causados durante suas atividades de forrageio (p.ex. anta, catetos e queixadas), e promover função estabilizadora no ecossistema controlando populações de herbívoros (caso dos grandes carnívoros) (Terborgh 1988). Em razão disso, a exclusão total ou

parcial destes mamíferos na natureza deve exercer impactos na dispersão de sementes e na sobrevivência das plântulas (Wright & Duber 2001, Galetti et al. 2006).

Nos últimos anos, uma série de trabalhos vem avaliando os efeitos da sobrecaça na frugivoria, dispersão e recrutamento de espécies, sendo que a maioria deles foi realizada em florestas tropicais do norte da América do Sul e na América Central (e.g. Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Asquith et al. 1997, Roldán & Simonetti 2001, Wright & Duber 2001, DeMattia et al. 2006, Muller-Landau 2007, Nunez-Iturri et al. 2008, Vanthomme et al. 2010). Para a Floresta Atlântica, que possui cerca 18% da sua mastofauna ameaçada de extinção (Costa et al. 2005) e com muitas populações animais ocorrendo em baixíssimas densidades (Galetti et al. 2009a), as contribuições sobre o tema são ainda mais restritas (e.g. Alves-Costa 2004, Galetti et al. 2006, Donatti et al. 2009).

Ainda que os resultados obtidos nesses estudos sejam bastante variados (Kurten & Galetti in prep.), hipóteses podem ser lançadas em relação à exclusão e/ou extinção ecológica de algumas espécies consideradas chave na estruturação da vegetação, comparando-se áreas com diferentes níveis de defaunação. Assim, neste trabalho, avaliou-se os efeitos da defaunação na vegetação em duas áreas da Floresta Atlântica com comunidades de mamíferos semelhantes em riqueza, mas, com discrepância na abundância e biomassa das espécies. Foram testadas as seguintes hipóteses: (I) a intensidade de pisoteio de plântulas é menor em áreas defaunadas – dada à menor biomassa da mastofauna; (II) a riqueza e a diversidade de plântulas são menores em áreas defaunadas – uma vez que a mastofauna pode afetar a comunidade vegetal reduzindo a competição pela herbivoria (Dirzo & Miranda 1991); (III) a biomassa de plântulas é maior em áreas defaunadas – pois o aumento da defaunação resultará numa diminuição da herbivoria e mortalidades por impacto físico causado pelos grandes mamíferos (Dirzo & Miranda 1991).

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi conduzido na porção norte do Parque Estadual da Serra do Mar, umas das principais unidades de conservação da Floresta Atlântica (Veloso et al. 1992, Instituto Florestal 2006), localizada no leste do estado de São Paulo. Com presença marcante de bambus e árvores de florestas em estádios iniciais da sucessão como o manacá-da-serra (*Tibouchina mutabilis*), o cabucu (*Miconia cabucu*) e a cuvata (*Cupania oblongifolia*), o parque também possui espécies de subdossel

presentes em toda a sua amplitude, caso da maria-mole (*Guapira opposita*) e do palmito juçara (*Euterpe edulis*). Entre as árvores do dossel de trechos conservados destacam-se a sapopema (*Sloanea guianensis*) e setecapotes (*Campomanesia xanthocarpa*) (Instituto Florestal 2006). Com uma área de aproximadamente 315.000 ha de floresta, o Parque está dividido em regiões administrativas, chamadas de núcleos, sendo o núcleo Santa Virgínia (23° 17' a 23° 24' S e 45° 03' a 40° 11' W) a área foco do presente estudo.

O Núcleo possui 60% de cobertura florestal primitiva ou pouco antropizada (Floresta Ombrófila Densa Montana e Altomontana), e o restante é composto por campo limpo, campo sujo, capoeira, capoeirão e reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus saligna* (Instituto Florestal 2006). A pressão de caça do núcleo foi considerada por Marques (2004) de inexistente a moderada, variando em sua extensão. Deste modo, foram selecionadas para investigação duas áreas, distantes cerca de 16 km, que possuíam distintas comunidades de mamíferos principalmente em relação à biomassa de animais, mas não em relação à composição de espécies (Capítulo I):

I. Base Itamambuca (BI), sede – 23° 19' 29" S / 45° 5' 16" W: apresentou uma alta biomassa de mamíferos de médio-grande porte (291,76 kg/10 km), constituída principalmente pela espécie *Tayassu pecari* (queixada - 272,65 kg/10 km), espécie utilizada para representar a área graficamente.

II. Base Vargem Grande (VG), sede – 23° 26' 16" S / 45° 14' 39" W: foi caracterizada como de menor biomassa de mamíferos de médio-grande porte (11,58 kg/10 km, respectivamente), sendo a espécie *Sciurus aestuans* (serelepe) a mais registrada (método de transectos lineares) (3,43 indivíduos/10 km) e utilizada para representação gráfica da área.

Estações experimentais

Em cada uma das áreas (Itamambuca e Vargem Grande) foram instaladas quinze estações experimentais (EE), que consistiam de duas parcelas de 3 x 5 m distantes entre si por 3-5 m. Uma parcela era considerada de exclusão de mamíferos de médio e grande porte (telada) e a outra controle (marcada apenas nos quatro cantos). As parcelas de exclusão foram confeccionadas com tela de arame (malha 2"), com um metro de altura, sustentadas por seis estacas de madeira por parcela. No início do experimento a vegetação das parcelas (controle e exclusão) foi cortada ao nível do solo para homogeneizar as condições iniciais (p.ex. a idade da vegetação e os distúrbios causados pela construção das estações) (cf. Lizcano 2006).

A seleção dos locais para instalação seguiu os seguintes critérios: (I) distância mínima da estação mais próxima (200 m); (II) topografia do terreno: deu-se preferência a terrenos mais planos; e (III) ausência ou escassez de árvores de grande porte no interior das parcelas.

Os experimentos foram instalados a 0,5 m das bordas das parcelas, para evitar possíveis influências como a utilização das telas como poleiro de aves, que podem derrubar sementes mudando a composição da vegetação nas extremidades das parcelas (Shiels & Walker 2003), ou ainda, para não ser acessada por animais pelo lado de fora da tela. Sendo assim, a área amostrada de 2 m x 4 m (núcleo das parcelas) foi dividida em oito quadrantes de 1 x 1 m. Dos oito quadrantes de cada parcela, três deles foram sorteados para o experimento da comunidade vegetal e três para o experimento de intensidade de pisoteio (Figura 1); um único sorteio foi utilizado para todas as parcelas.

O início dos experimentos foi em agosto de 2007 e a coleta de dados foi realizada a cada seis meses, quando um único quadrante por experimento (comunidade vegetal e intensidade de pisoteio) foi amostrado. Ao longo do estudo, houve a perda de algumas EE devido à queda de árvores e/ou arrombamento por animais; o número de EE analisadas consta na Tabela 1.

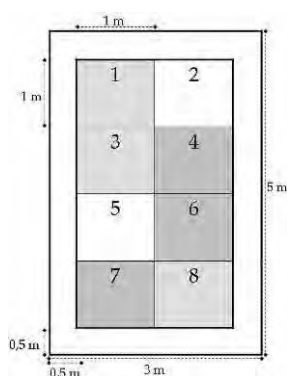


Figura 1 – Representação de uma parcela de exclusão, com três quadrantes destinados ao experimento de comunidades vegetais (1, 3 e 8) e três quadrantes para o experimento de intensidade de pisoteio (4, 6 e 7).

Tabela 1 – Número de estações experimentais utilizadas em cada amostragem do experimento de comunidade vegetal e intensidade de pisoteio de plântulas ao longo do estudo, em cada área amostral: Base Itamambuca e Base Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar.

	Base Itamambuca	Base Vargem Grande
Amostragem do 6º mês	15	15
Amostragem do 12º mês	12	14
Amostragem do 18º mês	10	14

Intensidade de pisoteio de plântulas

Em agosto de 2007 foi realizada a instalação de 6.000 plântulas artificiais, feitas como uma haste de 40 cm de arame galvanizado número 18 e uma pequena bandeira de 2 x 1 cm de fita adesiva verde (adaptado de Clark & Clark 1989), sendo que 10 cm da haste foi enterrada para dar

sustentação. Cada parcela recebeu 100 unidades, sendo que os quadrantes quatro e seis receberam 33 plântulas cada e o quadrante sete recebeu 34. As plântulas artificiais foram utilizadas na avaliação da intensidade de pisoteio, sendo consideradas mortas quando a bandeira foi encontrada abaixo da metade da altura da plântula que não estava danificada, ou seja, a menos de 15 cm de altura (adaptado de Clark & Clark 1989). A mortalidade de plântulas artificiais causada pelos vertebrados foi calculada pela subtração dos valores da mortalidade das parcelas de exclusão (onde os animais de maior porte não tinham acesso) das parcelas controle.

A coleta de dados ocorreu a cada seis meses, onde em um único quadrante era feita a contagem de plântulas “mortas” seguida da remoção total das plântulas artificiais do quadrante; as amostragens foram realizadas nos meses de fevereiro (quadrante quatro) e agosto de 2008 (quadrante seis) e fevereiro de 2009 (quadrante sete) (Figura 1).

Comunidade vegetal

Em cada coleta de dados (intervalo de seis meses), um único quadrante foi amostrado, ou seja, todas as plântulas encontradas naquele 1 m² foram cortadas ao nível do solo, armazenadas em sacos de papel e posteriormente morfotipadas para possibilitar a análise de riqueza e diversidade. Todo o material coletado foi seco em estufa artesanal e posteriormente pesado em balança de precisão de 0,1 mg, para obtenção da biomassa das plântulas (g/m²). A riqueza de espécies foi dada pelo número de morfoespécies e a diversidade de plântulas em cada subparcela foi calculada por meio do índice de Shannon-Wiener (H'). As amostragens desse experimento ocorreram em fevereiro (quadrante um) e agosto de 2008 (quadrante dois), e fevereiro de 2009 (quadrante oito) (Figura 1).

Avaliação do microhabitat

Buscando relacionar os resultados dos experimentos com parâmetros de microhabitat, de maneira a avaliar tanto a influência da mastofauna quanto de condições ambientais nas comunidades vegetais analisadas, os seguintes parâmetros ambientais foram avaliados:

- I. cobertura de dossel (obtida com um densiômetro).
- II. profundidade de serapilheira (número de folhas perfuradas por um palito) (Vasconcelos et al. 2000).
- III. abundância de taquara - dada por valores categóricos: 0 = sem taquara; 1 = pouca; 2 = quantidade intermediária; 3 = muita taquara.
- IV. número de árvores com mais de 30 cm de perímetro na altura do peito (P.A.P.).

V. número de palmitos *Euterpe edulis* Mart. (Areaceae) com mais de 30 cm de P.A.P.

VI. diversidade de árvores com mais de 30 cm de P.A.P. (índice de Shannon-Wiener - H').

Os parâmetros I e II foram obtidos no centro da parcela e os parâmetros III a VI foram obtidos num raio de 10 m do ponto central da parcela.

Análise de dados

As variáveis ambientais foram avaliadas por meio da análise de componentes principais utilizando a matriz de correlação, sendo que os fatores 1 (= PC1) e 2 (= PC2) foram utilizados na análise da comunidade vegetal. A riqueza, diversidade, biomassa e o pisoteio de plântulas, foram avaliados por modelos lineares mistos (Linear Mixed Effects Models). A parte fixa dos modelos foi dada pelas áreas e pelos tipos de parcelas (controle e exclusão - dentro das áreas) e interação com o tempo; também foram incluídos valores de PC1 e PC2; a parte aleatória (randomizada) consistiu na média total dos dados em função da parcela e do quadrante. Quando a variância dos resíduos não foi homocedástica, esta foi modelada como uma função exponencial para se adequar aos pressupostos do modelo. As análises foram realizadas no R Development Core Team (2009, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>).

RESULTADOS

Avaliação do microhabitat

A análise de componentes principais (PCA), realizada com os parâmetros de microhabitat, indicou 57,7% da variabilidade para PC1 e PC2. Sendo que PC1 foi positivamente relacionado com a abundância de taquaras (0,85) e negativamente com a densidade de árvores com mais de 30 cm de P.A.P. (-0,70). Enquanto PC2 mostrou uma correlação positiva com a densidade de palmitos com mais de 30 cm de P.A.P. (0,85), e uma correlação negativa com a diversidade de árvores com mais de 30 cm de P.A.P. (-0,83) (Tabela 2). Tal análise indica que parcelas com maior abundância de taquaras possuíam menor densidade de árvores, enquanto parcelas com alta abundância de palmitos apresentaram menor diversidade de árvores no seu entorno.

Tabela 2 – Valores da análise de componentes principais (PCA), para as os parâmetros de microhabitat obtidos por parcelas (exclusão e controle) nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar.

Parâmetros do Microhabitat	Fator 1 (PC1)	Fator 2 (PC2)
Cobertura de Dossel	- 0,5774	0,1067
Folhas Serapilheira	0,5776	0,0911
Taquara	0,8578	-0,0536
Número de árvores > 30 cm perímetro	-0,7063	-0,3967
Diversidade de árvores > 30 cm perímetro	-0,0894	-0.8065
Número de <i>Euterpe edulis</i> (palmito) > 30 cm perímetro	-0,0514	0,8508

Intensidade de pisoteio de plântulas

A mortalidade de plântulas artificiais ocorreu de maneira progressiva ao longo das amostragens e com maior taxa na BI (Figura 2, Tabela 3), sendo que suas parcelas abertas sofreram a maior intensidade de pisoteio em relação a suas parcelas controle e a parcelas de VG. Ao final do experimento as taxas de pisoteio foram marcadamente maiores nas parcelas controle, tanto na BI (53% de mortalidade) quanto na VG (17,8%), em relação às parcelas de exclusão (BI = 9,5%; VG = 7,8%). Desta maneira, a diferença na intensidade de pisoteio de plântulas artificiais entre os tipos de parcelas (exclusão e controle) foi aproximadamente três vezes maior na BI do que em VG. Os grandes vertebrados foram responsáveis por mais de 43% dos danos em BI e 10% em VG (Figura 3).

O modelo também demonstrou que o pisoteio está correlacionado positivamente com os valores de PC2 (Tabela 3), havendo maior taxa de pisoteio em locais com maior abundância de palmitos e menor diversidade de árvores, efeito observado em ambos os tipos de parcelas (Figura 4).

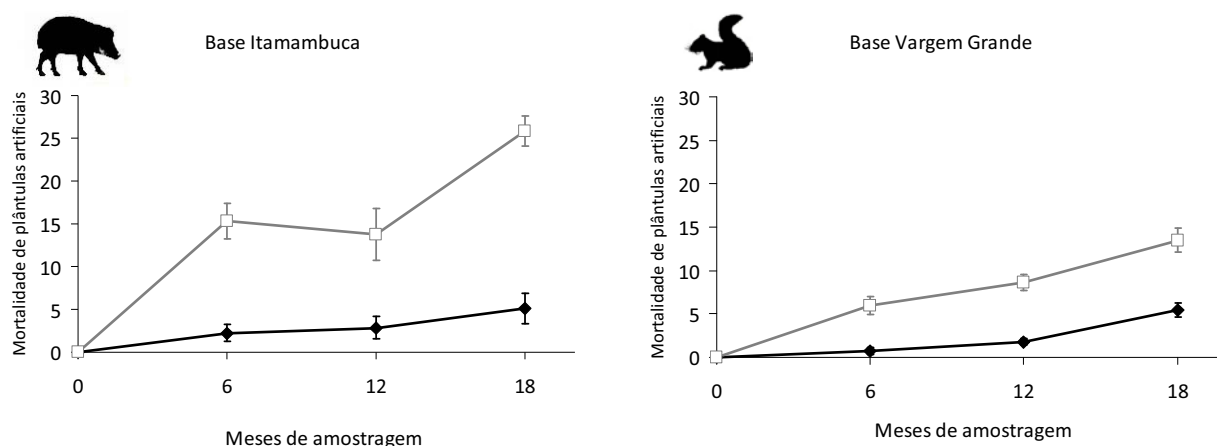


Figura 2 – Valores de médias e erros padrões das plântulas artificiais “mortas” em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de pisoteio realizados nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazio.

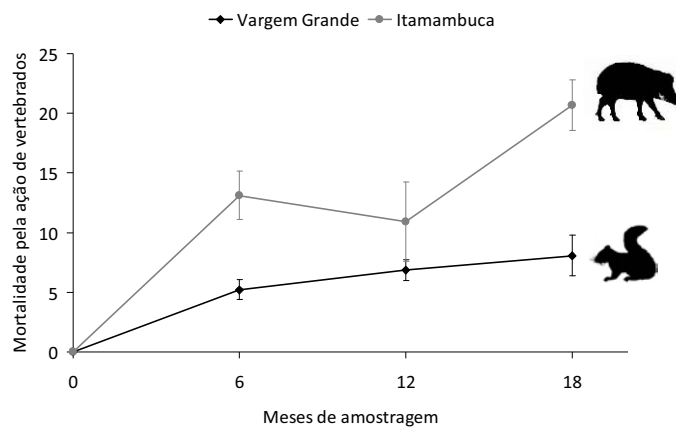


Figura 3 – Estimativa das médias e erros padrões das plântulas artificiais “mortas” em cada área pela ação dos vertebrados nas três amostragens, dos experimentos de pisoteio realizados nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG).

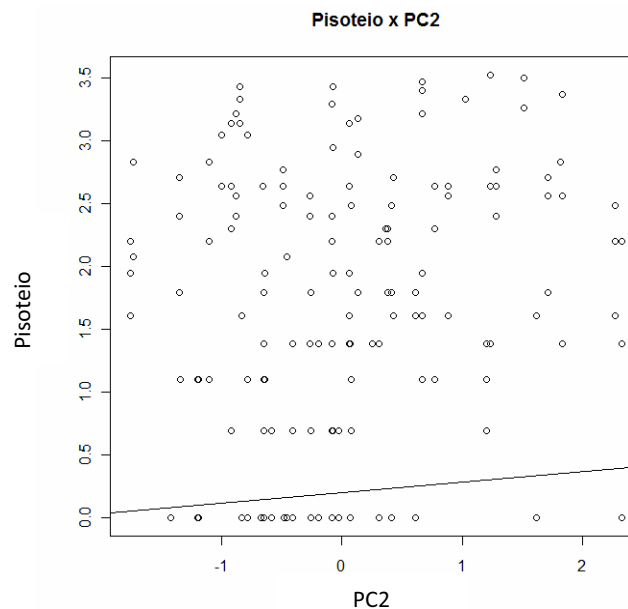


Figura 4 – Relação entre mortalidade de plântulas artificiais com as variáveis do microhabitat determinadas pelo fator 2 da análise de componentes principais.

Comunidade vegetal

Avaliando a variação ao longo do tempo, é possível verificar acréscimo constante nos valores de parâmetros das comunidades vegetais (riqueza, diversidade e biomassa), independentemente da área e do tipo de parcela (Figura 5, 6 e 8, Tabela 3). Em relação à riqueza de espécies de plântulas encontradas, a diferença foi significativa entre as áreas, com maior riqueza para as parcelas da VG, não havendo diferenças significativas entre os tipos de parcelas (Figura 5, Tabela 3).

Tabela 3 – Sumário estatístico dos modelos mistos utilizados na análise dos parâmetros da comunidade vegetal em relação aos tipos de parcelas (exclusão e controle) nas áreas Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG) e as variáveis ambientais simplificadas pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.

	DF	Pisoteio		Riqueza		Diversidade		Biomassa	
		F	p	F	p	F	p	F	p
Área	1; 28	4,4	0,0444	39,5	<0,0001	10,3	0,0033	23,8	<0,0001
Tempo	1; 96	58,7	<0,0001	12,7	0,0006	12,8	0,0005	26,5	<0,0001
Área:tipo de parcela	2; 26	91,7	<0,0001	1,2	0,3059	3,4	0,0496	3,3	0,0540
Área:tempo	1; 96	1,7	0,1911	<0,1	0,8801	1,6	0,2106	21,7	<0,0001
Área: tipo de parcela:tempo	2; 96	<0,1	0,8282	0,7	0,4868	2,1	0,1317	0,7	0,5039
PC1	1; 26	<0,1	0,8967	<0,1	0,8270	6,5	0,0168	2,4	0,1346
PC2	1; 26	16,4	0,0004	3,7	0,0867	6,8	0,0147	0,1	0,7787

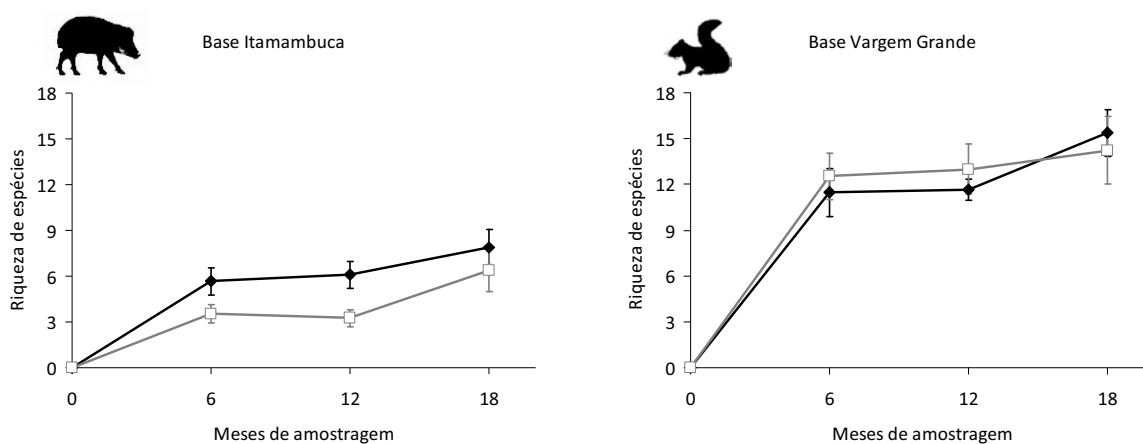


Figura 5 – Valores de médias e erros padrões da riqueza de plântulas nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazio.

A diversidade de plântulas (H') também apresentou variações em relação às áreas estudadas, bem como entre seus tipos de parcelas, com valores mais altos para as parcelas fechadas, com destaque para BI (Figura 6). Na correlação dos resultados do H' com as variáveis ambientais, foi observada relação inversa tanto com PC1 quanto para PC2 (Tabela 2), com maiores valores de diversidade de plântulas ocorrendo em locais com maior número e diversidade de árvores, e onde havia menos taquaras e palmitos num raio de 10 m do centro da parcela (Figura 7).

Para a biomassa de plântulas (g/m^2), também houve diferenças significativas entre as áreas, sobretudo com a influência do tempo. As maiores biomassas foram obtidas para a VG. O tipo de parcela apresentou um valor de significância marginal, onde foram encontrados maiores valores nas parcelas de exclusão, principalmente após o primeiro ano do experimento (Figura 8).

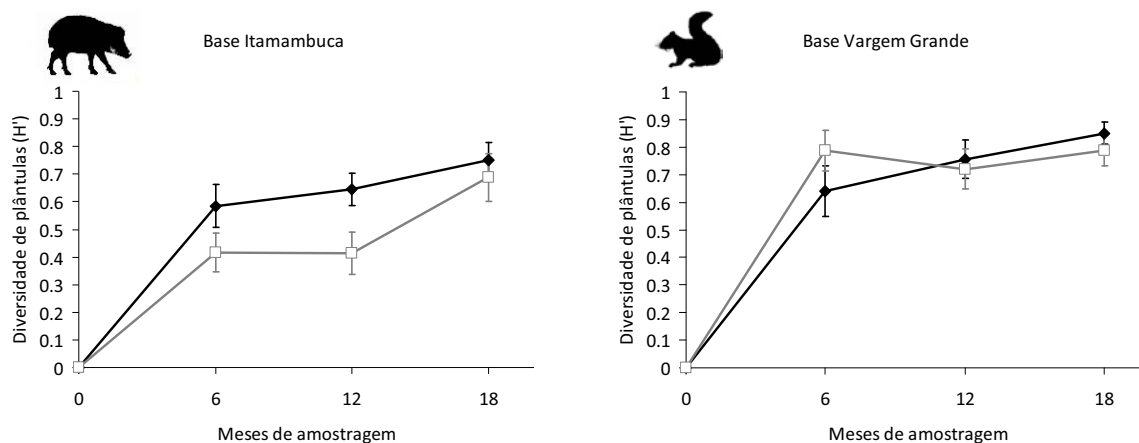


Figura 6 – Valores de médias e erros padrões da diversidade (H') de plântulas em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazio.

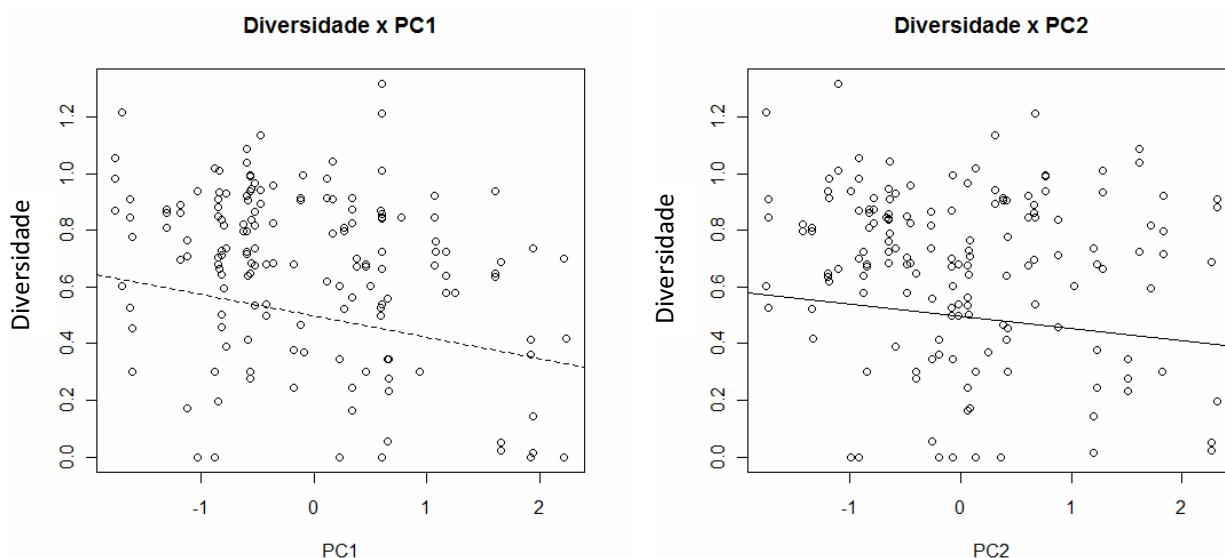


Figura 7 – Relação entre a diversidade de plântulas (H') com as variáveis do microhabitat determinadas pelos fatores 1 e 2 da análise de componentes principais.

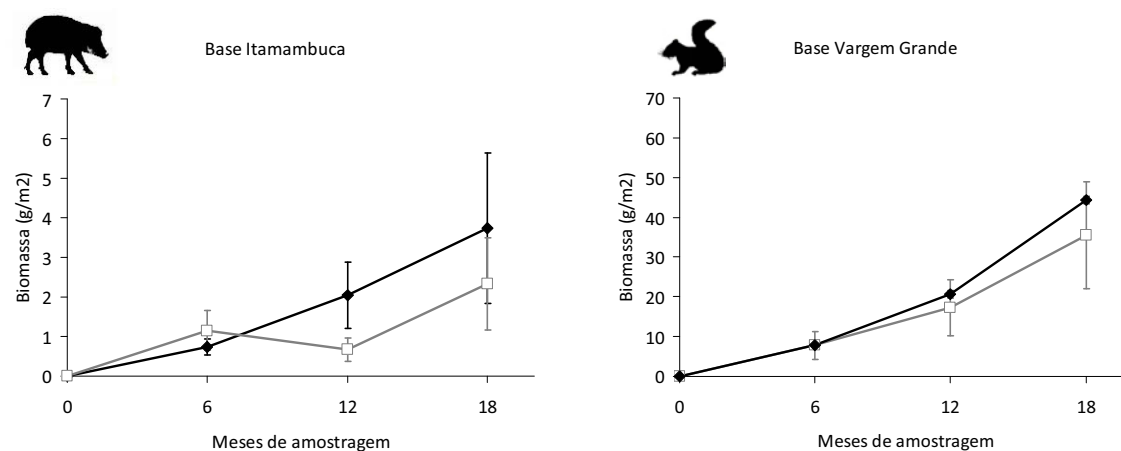


Figura 8 – Valores de médias e erros padrões da biomassa de plântulas em cada tipo de parcela, nas três amostragens, dos experimentos de exclusão nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca (BI) e Vargem Grande (VG). Parcelas controle representadas pelo quadrado vazio. Note as escalas no eixo Y, distintas nos dois gráficos.

DISCUSSÃO

Vários estudos têm encontrado que a perda de mamíferos de médio e grande porte tem grande influência direta e/ou indireta nos parâmetros da comunidade vegetal (i.e remoção de sementes, mortalidade de plantas por herbivoria e/ou ação mecânica) (Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Paine & Beck 1988, Silman et al. 2003, Guldemon & van Aarde 2007, Terborgh et al. 2008). Neste estudo as diferenças significativas nas abundâncias de algumas espécies, principalmente do queixada *Tayassu pecari*, com seus reflexos em biomassa total distinta para cada área estudada, tiveram efeitos significativos sobre a diversidade, biomassa e mortalidade de plântulas (Tabela 3); porém estes parâmetros nem sempre foram afetados de acordo com o esperado.

A hipótese inicial de que a intensidade de pisoteio por vertebrados é menor em locais defaunados foi confirmada para as áreas avaliadas e seus tipos de parcelas (exclusão versus controle). A maior mortalidade das plântulas artificiais observada para parcelas controle da BI deve ser resultado, principalmente, da elevada abundância de *Tayassu pecari* desta área (Capítulo 1). Beck (2006) sugere que esse artiodáctila pode afetar a densidade e a distribuição espacial de plântulas em florestas tropicais pela ação de pisoteio. Um bom exemplo nesse sentido foi dado por Roldán & Simonetti (2001) para a floresta boliviana. Os autores observaram que a redução de queixada em áreas extremamente caçadas pôde explicar muito das diferenças das áreas em relação à predação de sementes, pisoteio e sobrevivência de plantas. Também neste sentido, Keuroghlian & Eaton (2009) enfatizaram a importância da atividade deste animal na “engenharia do ecossistema”, dando enfoque às interações tróficas entre queixadas e palmeiras, bem como do balanço hídrico, no fragmento florestal.

Embora o pisoteamento tenha sido o principal causador da mortalidade das plântulas artificiais – até 40% maior do que aqueles causados pela queda de folhas e galhos – ele não foi o único. A “mortalidade” nas parcelas de exclusão também ocorreu devido aos danos causados pela queda de galhos e folhas (*litterfall*), especialmente em locais (ambos os tipos de parcelas e áreas) com maior abundância de palmito. É sabido que a quebra de galhos e folhas pode ser uma importante causa na mortalidade das plântulas nas florestas tropicais (Clarck & Clark 1989, Gillman et al. 2002, Gillman & Ogden 2003, Portela & Santos 2009). Palmeiras, em particular, perdem suas folhas com relativa frequência e o impacto de sua queda tende a danificar ou mesmo matar plântulas, a exemplo do observado por Peters et al. (2004) com a palmeira *Iriartea deltoidea*, no Peru e por Pimentel & Tabarelli (2004) com *Attalea oleifera*, na Floresta Atlântica brasileira. Além

disso, áreas com adensamento de palmeiras ofertam maior quantidade de frutos, aumentando a frequência de uso (> pisoteio) por grandes herbívoros como o queixada (Beck & Terborgh 2002, Keuroghlian & Eaton 2008). Segundo Beck (2007), a queda de folhas de palmeiras atua em conjunto com a ação dos ungulados como um grande filtro ecológico, selecionando espécies de plantas que são tolerantes a danos físicos frequentes.

Ao contrário do observado na área de estudo, aonde mais de 43% da “mortalidade” das plântulas em BI e 10% em VG, foi atribuída à ação dos grandes vertebrados, a queda de folhas e galhos tem sido apontada como o principal agente impactante na maioria dos estudos para áreas florestais (Tabela 4). Apenas Clark & Clark (1989), Scariot (2000) e Alvarez-Clare & Katajima (2009) obtiveram porcentagens de danos causados pela ação dos animais semelhante ou pouco maior do que as causadas pela *litterfall*. Cabe salientar que destes experimentos, apenas o de Alvarez-Clare & Katajima (2009) ocorreu em área com a presença de *T. pecari*.

Tabela 4 – Sumário de danos causados em plântulas artificiais por queda de folhas e galhos (*litterfall*) e por ação dos vertebrados em áreas florestais, todos com experimentos de um ano de duração.

Referência	País	Danos por folhas e galhos (<i>litterfall</i>)	Danos por ação de vertebrados	Total de danos
Clark & Clark 1989	Costa Rica	19,2%	21,0%	82,4%
Mack 1998	Nova Guiné	13,8%	7,0%	34,7%
Scariot 2000	Brasil	20-38%	1-20%	29-52%
Drake & Pratt 2001	Estados Unidos	15,3-20%	0-4,7%	20-31,3%
Gillman et al. 2002	Nova Zelândia	5-16%	0,5-6,5%	-
Portela & Santos 2009	Brasil	68,1%	1,13%	-
Alvarez-Clare & Kitajima 2009	Panamá	9,5%	15,5%	47,5%
Marques et al. 2010	Brasil	> 60% do total de danos	~5% do total de danos	
Este estudo - B. Itamambuca	Brasil	9,5%	43,5%	53%
Este estudo - B. Vargem Grande	Brasil	7,8%	10%	17,8%

Os valores de riqueza e diversidade de plântulas não foram correlacionados com os tipos de parcelas e nem com as áreas, ao contrário do observado por Dirzo & Miranda (1991) e Nunez-Iturri et al. (2008) para o México e Peru, respectivamente. A riqueza foi maior na VG (área considerada mais defaunada – Figura 4) e não foi influenciada pelo tratamento de exclusão. A diversidade, por sua vez, foi significativamente maior nas parcelas de exclusão (Figura 5). Lizcano (2006), em desenho experimental semelhante aplicado nas florestas andinas da Colômbia, também obteve maior riqueza de espécies de plântulas em suas parcelas de exclusão de vertebrados herbívoros.

A ausência de grandes mamíferos acarreta em alterações nos mecanismos que possibilitam a coexistência de espécies, como nos padrões de dispersão, predação de sementes e herbivoria, resultando em mudanças na diversidade de plantas e, de maneira geral, empobrecendo a comunidade vegetal (Dirzo & Miranda 1991, Terborgh & Wright 1994, Wright 2003). No entanto, se

considerada a hipótese do distúrbio intermediário (cf. Connell 1978) – a qual prediz mais altas diversidades para áreas em estado de não equilíbrio – essas alterações podem levar a um incremento na riqueza e diversidade, conforme aqui demonstrado. Áreas alteradas tendem a possuir um dossel mais aberto que possibilita maior entrada de luz (Lombardi et al. 1999, Numata et al. 2006). Mesmo em locais com moderada abertura da cobertura florestal a intensidade de luz tende a aumentar sobre o solo (Newell et al. 1993), incrementando, conseqüentemente, tanto a densidade quanto a diversidade de espécies de plantas devido a maior disponibilidade deste recurso (Denslow 1995).

As análises com as variáveis ambientais das estações experimentais (EE) indicaram que a diversidade e o número de árvores estão diretamente relacionados com a diversidade de plântulas. Os resultados estão de acordo com as expectativas para florestas tropicais (e.g., Dirzo & Miranda 1991, Comita et al. 2007), onde maiores valores de riqueza e diversidade de plântulas ocorrem em locais com maior número e diversidade de árvores. Por outro lado, a diversidade de plântulas esteve inversamente relacionada com a abundância de palmitos e taquaras. Segundo Wang & Augspurger (2006), características arquitetônicas das palmeiras podem refletir em efeitos diferentes sobre as comunidades de plântulas, como observada na ilha de Barro Colorado (Panamá), onde a densidade e a riqueza de plântulas lenhosas foi menor sob algumas espécies de palmeiras, e as plântulas apresentaram forte correlação com a abertura do dossel. Em relação às taquaras, também é conhecido que seu descontrole populacional (aumento da abundância) é um importante fator inibidor da regeneração natural de espécies arbóreas, uma vez que ocupa espaço e reduz a incidência luminosa (Smith et al. 1981, Oliveira Filho et al. 1994, Rother et al. 2009, Silvério et al. 2010).

A hipótese de que a biomassa de plântulas é maior em áreas mais defaunadas foi confirmada. Este processo foi igualmente observado entre os tipos de parcelas, onde as parcelas de exclusão apresentaram maior biomassa em relação às parcelas abertas, corroborando os resultados obtidos por Lizcano (2006). Segundo Dirzo & Miranda (1991), a defaunação resulta numa diminuição da herbivoria e mortalidade por impacto físico causado por grandes mamíferos. Em seu estudo, conduzido na floresta tropical do México, os autores observaram que a ausência de vertebrados herbívoros implicou em conseqüências diversas na estrutura e diversidade vegetal, como aumento da densidade de plantas no subosque, maior frequência de táxons dominantes, diminuição da riqueza e da diversidade (H') de espécies. Este processo é reforçado pelos estudos de Silman et al. (2003), em Cocha Cashu, Peru, onde verificaram que a densidade de plântulas de *Astrocaryum* aumentou cerca de 70% quando da ausência de queixadas; e de Gómez (2005), em

experimentos realizados em duas áreas do sudeste da Espanha, onde observou aumento da abundância de plântulas no tratamento de exclusão, cerca de 4 indivíduos / 100 m² a mais de *Erysimum mediohispanicum* e *E. baeticum*.

A caça é uma das maiores ameaças aos vertebrados tropicais (Robinson & Bennett 2000, Fa & Peres 2001, Milner-Gulland et al. 2003), cujos prejuízos podem se expressar na redução ou eliminação de espécies e populações (Robinson & Bennett 2000, Peres & Palacios 2007, Galetti et al. 2009a), transformando áreas estruturalmente intactas em florestas depauperadas de vertebrados (Redford 1992). As consequências da falta de grandes mamíferos são cumulativas e afetam diversos organismos e níveis de interações, no chamado efeito cascata (Estes et al. 1989, Dirzo & Miranda 1991, Schmitz et al. 2000). Os impactos mecânicos causados pelos grandes mamíferos, bem como a herbivoria, predação e dispersão de sementes têm afetado diretamente o recrutamento de plântulas (Paine & Beck 1988, Silman et al. 2003, DeMattia et al. 2004) e potencialmente a regulação e densidade de árvores das florestas tropicais (Clark & Clark 1985).

As consequências da perda de mamíferos podem ser distintas e de difícil previsibilidade devido aos diferentes níveis de defaunação e particularidades de cada área (Kurten & Galetti in prep.), como por exemplo, as condições de microhabitat aqui observadas. As espécies de médio e grande porte tiveram efeitos significativos sobre alguns parâmetros da vegetação e, a exemplo de outros estudos, o queixada se destacou pela sua importância na dinâmica florestal (e.g. Beck 2006, Fragoso 1997, Roldán & Simonetti 2001, Keuroghlian & Eaton 2009). Nesse sentido, é necessário investigar se (i) a ausência de um importante predador de topo, a onça-pintada *Panthera onca*, cuja dieta pode ser composta por até 50% de ungulados (Oliveira 1994, Kuroiwa & Ascorra 2002, Oliveira 2002), (ii) a disponibilidade de recursos, e (iii) o combate à caça, podem ter consequências sobre a abundância populacional desse ungulado e em suas interações com a flora.

Outro ponto a ser destacado é a importância do palmito *Euterpe edulis* na composição dos micro-ambientes. Embora seja reconhecida a sua grande utilização como recurso alimentar pela fauna (Placci et al. 1992, Galetti et al. 1999, Mikich 2001) e o interesse econômico que a leva à superexploração (Galetti & Fernandez 1998, Pereira 2000), pouco se sabe sobre a influência desta palmeira no recrutamento de plântulas. De maneira a complementar as informações sobre as consequências do processo de perda de fauna, são necessários estudos de longa duração que avaliem também as comunidades de plantas adultas, hoje tratadas, sobretudo, em caráter especulativo (Muller-Landau 2007).

Os resultados obtidos em relação ao pisoteamento, riqueza, diversidade e biomassa de plântulas, incrementam o conhecimento das etapas iniciais do estabelecimento de plantas tropicais.

Várias evidências reforçam a grande influência do queixada na dinâmica florestal, bem como do microhabitat, com destaque para as abundâncias do palmito e da taquara. Reflexos da defaunação foram diretamente encontrados em três dos quatro parâmetros da vegetação, com a maior intensidade de pisoteio e biomassa de plântulas sendo afetadas de acordo com as hipóteses iniciais. Ao contrário do esperado, a diversidade de plântulas foi maior na área mais defaunada e nas parcelas de exclusão. Embora os efeitos da defaunação sobre a dinâmica florestal sejam reais, a maneira como cada parâmetro vegetacional é influenciado nem sempre pode ser prevista, uma vez que estes também respondem às características intrínsecas das áreas e microhabitats em florestas tropicais.

LITERATURA CITADA

- Alvarez-Clare, S. & Kitajima, K. 2009. Susceptibility of tree seedlings to biotic and abiotic hazards in the understory of a moist tropical forest in Panama. *Biotropica* 41(1):47-56.
- Alves-Costa, C. P. 2004. Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 107p.
- Asquith, N.M.; Wright, S.J. & Clauss, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78(3):941-946.
- Beck, H. & Terborgh, J. 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms effects seed removal. *Journal of Tropical Ecology* 18(2):275-288.
- Beck, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(3):519-530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23(5):599-602.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2):460-466.
- Brodie, J.F.; Helmy, O.E.; Brockelman, W.Y. & Maron, J.L. 2009. Bushmeat poaching reduces the seed dispersal and population growth rate of a mammal-dispersed tree. *Ecological Applications* 19(4):854-863.
- Clark, D.B. & Clark, D.A. 1985. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. *Ecology* 66(6):1884-1892.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a Neotropical rainforest. *Oikos* 55(2):225-230.
- Comita, L.S.; Aguiar, S.; Pérez, R. Lao, S. & Hubbell, S.P. 2007. Patterns of woody plant species abundance and diversity in the seedling layer of a tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 18(2):163-174.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science* 199(4335):1302-1310.

- Costa, L.P.; Leite, Y.L.R.; Mendes, S.L. & Ditchfield, A.D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1(1):103-112.
- DeMattia, E.A.; Curran, L.M. & Rathcke, B.J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85(8):2161-2170.
- DeMattia, E.A.; Rathcke, B.J.; Curran, L.M.; Aguiar, R. & Vargas, O. 2006. Effects of small rodents and large mammals exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38(2):196-202.
- Denslow, J.S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. *Ecological Applications* 5(4): 962-968.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, p. 273-287. In: Price, P.W.; Lewinsohn, T.M.; Fernández, G.W. & Benson, W.W. (Eds.). *Plant-Animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Donatti, C.I.; M. Galetti & P.R. Guimarães. 2009. Seed dispersal and predation of an endemic Atlantic Forest palm in a gradient of seed disperser's abundance. *Ecological Research* 24(6):1187-1195.
- Drake, D.R. & Pratt, L.W. 2001. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. *Biotropica* 33(2):319-323.
- Estes, J.A. & Palmisano, J.F. 1974. Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185(4156):1058-1060.
- Estes, J.A.; Duggins, D.O. & Rathbun, G.B. 1989. The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology* 3(3):252-264.
- Estes, J.A.; Tinker, M.T.; Williams, T.M. & Doak, D.F. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282(5388):473-476.
- Fa, J.E. & Peres, C.A. 2001. Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison, p. 203-241. In: J.D. Reynolds; G.M. Mace; K.H.Redford & J.G. Robinson (Eds.). *Conservation of exploited species*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- FAO. 2010. Key findings of global forest resources assessment 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fleming, T.H. & Sosa, V.J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy* 75(4):845-851.
- Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir - generated seed shadows: scale - dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85(4):519-529.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35(2):294-301.
- Galetti, M.; Ziparro, V. & Morellato, L.P. 1999. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica* 5(1):115-122.
- Galetti, M.; Donatti, C.I.; Pires, A.S.; Guimarães Jr., P.R. & Jordano, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of Linnean Society* 151(1):141-149.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S. ; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C. E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K. ; Donatti, C.I. ; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G. &

- Peres, C.A. 2009a. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142(6):1229-1241.
- Galetti, M.; Bovendorp, R.S.; Fadini, R.F.; Gussoni, C.O.A.; Rodrigues, M.; Alvarez, A.D.; Guimarães Jr., P.R. & Alves, K. 2009b. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. *Zoologia* 26(2):288-298.
- Garber, P.A. & Lambert, J.E. 1998. Primates as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology* 45(1):3-8.
- Gillman, L.M.; Wright, S.D. & Ogden, J. 2002. Use of artificial seedlinds to estimate damage of forest seedlings due litterfall and animals. *Journal of Vegetation Science* 13(5):635-640.
- Gillman, L.M. & Ogden, J. 2003. Seedling mortality and damage due to non-trophic animal interaction in a northern New Zealand forest. *Austral Ecology* 28(1):48-52.
- Gómez, J.M. 2005. Long-term effects of ungulates on performance, abundance, and spatial distribution of two montane herbs. *Ecological Monographs* 75(2):231-258.
- Guldemon, R. & van Aarde, R. 2007. The impact of elephants on plants and their community variables in South Africa's Maputaland. *African Journal of Ecology* 45(3):327-335.
- Instituto Florestal. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar.
- Janson, C.H.; Terborgh, J. & Emmons, L.H. 1981. Non-flying mammals as pollinating agents in the Amazonian Forest. *Biotropica* 13(2):1-6.
- Judd, W.S.; Campbell, C.S.; Kellogg, E.A.; Stevens, P.F. & Donoghue, M.J. 2002. Plant systematics: a phylogenetic approach. Sinauer Associates, Sunderland.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18(7):1733-1750.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest Fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40(1):62-70.
- Kuroiwa, A. & Ascorra, C. 2002. Dieta y densidad de posibles presas de jaguar en las inmediaciones de la zona de reserva Tambopata-Candamo, Peru, p. 199-207. In: R.A. Medellín; C. Equihua; C.L.B. Chetkiewicz; P.G. Crawshaw; A. Rabinowitz; K.H. Redford; J.G. Robinson; E.W. Sanderson & A. Taber (Eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Ediciones Científicas Universitarias, Mexico.
- Kurten, R.L. & Galetti, M. Contemporaneous defaunation and cascading effects on tropical forests: a review of evidences. In prep.
- Lizcano, D.J. 2006. Ecology and conservation of large mammals in the Northern Andes. PhD Thesis. Durrell Institute of Conservation and Ecology University of Kent. 198p.
- Lombardi, J.A.; Salino, A.; Toledo, F.R.N. & Marques, M.S. 1999. Líquens e outros organismos epifílicos em *Conchocarpus macrophyllus* J.C. Mikan no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 22(3):437-441.
- Mack, A.L. 1998. The potencial impact of small-scale physical disturbance on seedlings in Papuan Rainforest. *Biotropica* 30(4):547-552.
- Marques, R.M. 2004. Diagnóstico das populações de aves e mamíferos cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar. SP. Brasil. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 145p.

- Marques, T.E.D.; Beijo, L.A. & Ramos, F.N. 2010. Are biotic and abiotic factors and seedling mechanical damage in Forest-edge fragments always different from the interior? *Australian Journal of Botany* 58(4):241-247.
- Mikich, S.B. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do estado do Paraná, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual do Paraná, Curitiba. 145p.
- Milner-Gulland, E.J.; Bukreeva, O.M.; Coulson, T.; Lushchekina, A.A.; Kholodova, M.V.; Bekenov, A.B. & Grachev, I.A. 2003. Reproductive collapse in saiga antelope harems. *Nature* 422:135.
- Muller-Landau, H.C. 2007. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in Tropical forests. *Biotropica* 39(3):372-384.
- Newell, E.A.; McDonald, E.P.; Strain, B.R. & Denslow, J.S. 1993. Photosynthetic responses of *Miconia* species to canopy openings in a lowland tropical rain forest. *Oecologia* 94(1):49-56.
- Numata, S.; Yasuda, M.; Okuda, T.; Kachi, N. & Nur Supardi, N.M. 2006. Canopy gap dynamics of two different forests stands in a Malaysian Lowland Rain Forest. *Journal of Tropical Forest Science* 18(2):109-116.
- Núñez-Iturri, G. & Howe, H.F. 2007. Bushmeat and fate of trees with seeds dispersed by large primates in lowland rain Forest in Western Amazônia. *Biotropica* 39(3):348-354.
- Núñez-Iturri, G.; Olsson, O. & Howe, H.F. 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation* 141(6):1536-1546.
- Oliveira Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Galvilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 113(2):99-124.
- Oliveira, T.G. 1994. Neotropical cats: ecology and conservation. EDUFMA, São Luís.
- Oliveira, T.G. 2002. Ecología comparativa de la Alimentación del jaguar y del puma en el Neotrópico, p. 265-288. In: R.A. Medellín; C. Equihua; C.L.B. Chetkiewicz; P.G. Crawshaw; A. Rabinowitz; K.H. Redford; J.G. Robinson; E.W. Sanderson & A. Taber (Eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Ediciones Científicas Universitarias, Mexico.
- Paine, C.E.T & Beck, H. 1988. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88(1):3076-3087.
- Pereira, L.B. 2000. A economicidade do palmitreiro (*Euterpe edulis* Martius) sob manejo em regime de rendimento sustentado. *Sellowia* 49(52):225-244.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54(1):47-59.
- Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1):240-253.
- Peres, C.A. & Dolman, P.M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian Forests of varying productivity. *Oecologia* 122(2):175-185.
- Peres, C.A. & Palacios, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39(3):304-315.

- Peters, H.A.; Pauw, A.; Silman, M.R. & Terborgh, J.W. 2004. Falling palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. *Proceedings of the Royal Society* 271(Suppl 5):S367-S369.
- Pimentel, D. S. & Tabarelli, M. 2004, Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36(1): 74-84.
- Placci, L.G.; Arditi, S.I.; Giorgis, P.A. & Wüthrich, A.A. 1992. Estructura del palmital e importância de *Euterpe edulis* como especie clave en el Parque Nacional "Iguazu", Argentina. *Revista Iyryaretá* 3(3):93-108.
- Portela, R.C.W & Santos, F.A.M. 2009. Mortality and mechanical damage of seedlings in different size fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Tropical Ecology* 50(2):267-275.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-422.
- Robinson, J.G. & Bennett, E.L. 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Columbia University Press, New York.
- Roldán, A.I. & Simonetti, J.A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests experiencing different hunting pressures. *Conservation Biology* 15(3):617-623.
- Rother, D.; Rodrigues, R. & Pizo, M.A. 2009. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. *Forest Ecology and Management* 257(3):885-892.
- Scariot, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in amazonian forest fragments. *Biotropica* 32(4a):662-669.
- Schmitz, O.J.; Hambäck, P.A. & Beckerman, A.P. 2000. Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *The American Naturalist* 155(2):141-153.
- Shiels, A.B. & Walker, L.R. 2003. Bird Perches Increase Forest Seeds on Puerto Rican Landslides. *Restoration Ecology* 11(4):457-465.
- Silman, M.R.; Terborgh, J.W. & Kiltie R.A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84(2):431-438.
- Silvério, D.V.; Mews, H.A.; Lenza, E. & Marimon, B.S. 2010. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazônica* 40(2):347-356.
- Smith, L.B.; Wasshausen, D.C. & Klein, R.M. 1981. Gramíneas, p. 1-442. In: R. Reitz (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense*, Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2(4):402-403.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b):283-292.
- Terborgh, J. & Wright, J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forest. *Ecology* 75(6):1829-1833.
- Terborgh, J.; Feeley, K.; Silman, M.; Nuñez, P. & Balukjian, B. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94(2):253-263.
- Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N.C.; Valverde, F.H.; Alvarez, P.; Swamy, V.; Pringle, E.G. & Paine, C.E. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89(6):1757-1768.

- Vanthomme, H.; Bellé, B. & Forget P. 2010. Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa. *Biotropica*. Artigo publicado online: 22fev2010. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2010.00630.x/abstract>.
- Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J.M.S. & Caliri, G.J.A. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 37(3):508-514.
- Veloso, H.P.; Oliveira-Filho, L.C.; Vaz, A.M.S.F.; Lima, M.P.M.; Marquete, R. & Brazão, J.E.M. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em geociências. 1. Secretaria de Planejamento. Orçamento e Coordenação. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- Vidolin, G.P. & Mikich, S.B. 2004. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix - PR: Estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica de grupos, p. 196-205. In: M.S. Milano; L.Y. Takahashi & M.L. Nunes (Eds). Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, vol. 1, Curitiba.
- Wang, Y.H. & Augspurger, C.K. 2006. Comparison of seedling recruitment under arborescent palms in two Neotropical forests. *Oecologia* 147(3):533-545.
- Wright, S.J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M.M.; Moreno, M.C. & Ibañez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239.
- Wright, S.J. & Duber, H.C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33(4):583-595.
- Wright, S.J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):73-86.

CAPÍTULO III



Plântulas de palmito jussara – *Euterpe edulis*



Infrutescência com frutos verdes



Herbivoria por vertebrados



Sementes despulpadas



Experimento de remoção de sementes



Mapeamento de palmitos

***IMPACTOS DE QUEIXADAS (*Tayassu pecari*) NA POPULAÇÃO DO
PALMITO (*Euterpe edulis*) NA FLORESTA ATLÂNTICA***

RESUMO

Impactos de queixadas (*Tayassu pecari*) na população do palmito (*Euterpe edulis*) na Floresta Atlântica

Herbívoros de grande porte têm importância reconhecida na regulação das populações de plantas, seja por ação direta ou indireta. Nas florestas tropicais da América latina, os principais resultados da ação dos ungulados sobre a vegetação enfocam o queixada, *Tayassu pecari*. Buscando ampliar as informações sobre a sua ação na comunidade vegetal da Floresta Atlântica, este estudo avaliou padrões da demografia e distribuição espacial de uma palmeira chave, *Euterpe edulis*, bem como os prováveis mecanismos que resultem em tais padrões. Foi detectada a ação do queixada principalmente como consumidor e pisoteador de plântulas e jovens de palmito. As proporções de indivíduos por classe de tamanho foram semelhantes para áreas com diferenças na abundância de queixada, ainda que na área mais defaunada a densidade de *E. edulis* tenha sido maior. Com isso, não foram obtidas indicações diretas da ação desse herbívoro de grande porte na demografia e na abundância de plântulas, sequer de consequências drásticas da defaunação sobre a comunidade de palmito. Logo, a alta densidade de palmitos não deve ser considerada como um ponto importante na classificação do status de perturbação de áreas, visto que esse *status* nem sempre é compartilhado com a comunidade faunística local.

Palavras-chave: Caracterização espacial, defaunação, demografia, parcelas de exclusão, predação de sementes, herbivoria.

ABSTRACT

The white-lipped peccaries impacts (*Tayassu pecari*) on palm (*Euterpe edulis*) population in the Atlântica Forest

Large herbivores have recognized importance in regulating plant populations, either by direct or indirect action. In Latin America tropical forests, the main results of the action of ungulates on vegetation focus on the peccary, *Tayassu pecari*. Looking for to expand the information about peccari action in the Atlantic Forest plant community, this study evaluated patterns of demography and spatial distribution of a key palm, *Euterpe edulis*, as well as the possible mechanisms that result in such patterns. Was detected the action of the *T. pecari* mainly in the trampling and as a consumer and a trampler of palm seedlings and saplings. The proportions of individuals per size class were similar for sites with differences in the abundance of peccaries, even in the most defaunated density of *E. edulis* have been greater. Thus, there is no indications of direct action of this large herbivore in the seedlings demography and abundance, neither drastic defaunation consequences on the palm community. Therefore, the high palm density should not be considered as an important point in classifying the status of disturbance areas, since this status is not always shared with the local wildlife community.

Key words: Defaunation, demography, exclusion plots, herbivory, seed predation, spatial characterization.

INTRODUÇÃO

Herbívoros de grande porte têm importância reconhecida na regulação das populações de plantas, seja por ação direta (p.ex. herbivoria, dispersão e predação de sementes) ou indireta (p.ex. pisoteio) (McLaren & Peterson 1994, Augustine & McNaughton 1998, Beck 2002, Silman et al. 2003, Ripple & Beschta 2006a, b, Beck 2007, Keuroghlian & Eaton 2009). A maioria dos estudos sobre os efeitos de mamíferos herbívoros sobre as comunidades de plantas tem sido realizada em savanas e florestas temperadas (McNaughton et al. 1988, Goheen et al. 2004, Ripple & Beschta 2004, Brody et al. 2010, Goheen et al. 2010, Martin et al. 2010).

Nas florestas tropicais da América latina, os principais resultados da ação dos ungulados sobre a vegetação enfocam o queixada, *Tayassu pecari* (Silman et al. 2003, Beck 2007, Keuroghlian & Eaton 2008a, Capítulo II), embora outras espécies como os veados (*Mazama* spp.), o cateto (*Pecari tajacu*) e as antas (*Tapirus* spp.) também possuam relevância quanto ao tema (Fragoso & Huffman 2000, Peres 2000, Fragoso 2005). O queixada destaca-se devido a sua ampla distribuição geográfica e hábitos gregários com formação de grandes varas, que podem chegar a centenas de indivíduos (Peres 1996, Fragoso 1998, Keuroghlian & Eaton 2009). Em alguns casos, sua biomassa atinge 370 kg/km² da comunidade de herbívoros terrestres (Eisenberg 1980, Peres 1996, Silman et al. 2003). Ademais, esse ungulado é um importante predador de sementes e pode controlar as populações de plantas por meio do pisoteamento e atividades de forrageio (Beck 2006, 2007, Keuroghlian & Eaton 2009). Assim, esse ungulado tem sido apontado como engenheiro do ecossistema (*ecosystem engineer*), pois com seu comportamento pode proporcionar e manter habitats para outras espécies – como, por exemplo, poças para anfíbios anuros (Beck et al. 2010).

Há relatos de deslocamentos das varas de queixadas por grandes extensões territoriais (Beck 2006), os quais podem refletir migrações sazonais e o seu desaparecimento em uma área por vários anos (Fragoso 1998, Altrichter et al. 2001, Silman et al. 2003, Reyna-Hurtado et al. 2009). Para as florestas amazônicas do Peru, essa flutuação espacial e temporal foi apontada como a explicação da variação na demografia e distribuição espacial da palmeira *Astrocaryum murumuru* (Silman et al. 2003).

Apesar da reconhecida importância desse ungulado na composição e estrutura das florestas tropicais, existe uma lacuna no conhecimento dos mecanismos envolvidos nas interações queixadas-plantas, principalmente na Floresta Atlântica (Keuroghlian & Eaton 2008a, b, 2009). Assim, este estudo foi realizado buscando ampliar as informações sobre a ação do *T. pecari* na comunidade vegetal desse bioma, por meio da avaliação de padrões da demografia e distribuição

espacial de uma palmeira chave, *Euterpe edulis*, bem como dos prováveis mecanismos que resultem em tais padrões.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na porção norte do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), no estado de São Paulo. O PESH é a maior unidade de conservação do bioma, com cerca de 315.000 ha, constituindo um grande corredor ecológico, conectando diversos remanescentes da Floresta Atlântica. Mais precisamente, o estudo foi realizado em duas áreas, distantes aproximadamente 16 km, que possuíam distintas comunidades de mamíferos principalmente em relação à biomassa de espécies de médio e grande porte (Capítulo I).

I. Base Itamambuca (BI), sede – 45° 5' 16" W / 23° 19' 29" S: apresentou uma alta biomassa de mamíferos de médio-grande porte (291,76 kg/10 km), constituída principalmente pela espécie *T. pecari* (272,65 kg/10 km), animal utilizado na representação gráfica da área.

II. Base Vargem Grande (VG), sede – 45° 14' 39" W / 23° 26' 16" S: foi caracterizada como de menor biomassa de mamíferos de médio-grande porte (11,58 kg/10 km). Os escassos registros de *T. pecari* na área não permitiram inferências sobre a sua biomassa local, e como o serelepe *Sciurus aestuans* (serelepe) foi a espécie mais abundante, ele será utilizado para representar graficamente a VG.

Euterpe edulis

O palmito (*Euterpe edulis*, Arecaceae) é uma palmeira dominante na Floresta Atlântica, (Henderson et al. 1997, Leitman et al. 2010). Possui de 5 - 12 m de altura e raízes visíveis na sua base (Henderson et al. 1997). Originalmente, era caracterizado por sua elevada abundância e frequência no estrato médio das formações Ombrófila Densa e na maior parte das formações Estacional Decidual e Estacional Semidecidual (Reis et al. 2000). No entanto, sua importância econômica levou a índices extremos de exploração, tornando a espécie rara em grande parte da sua área de abrangência (Galetti & Fernandez 1998). Cada palmeira produz em média 1.500 frutos/ano (Silva Matos & Watkinson 1998) que são consumidos por uma grande variedade de vertebrados – sua relevância é tamanha que tem sido considerada espécie chave em áreas florestais (Galetti et al. 1999, Andreazzi et al. 2009)

Demografia, estrutura populacional e caracterização espacial de *Euterpe edulis*

Aspectos demográficos das populações do palmito foram avaliados por meio da contagem e classificação por tamanho de todos os indivíduos presentes em três parcelas de 25 x 50 m e mais quatro parcelas de 2 x 25 m, em cada uma das áreas amostrais. As classes de tamanho consideradas foram: I. Plântulas – indivíduos com inserção da folha flecha e folha flabeliforme, provenientes da última frutificação; II. Jovens – plantas de tamanho intermediário entre plântulas e adultos; e III. Adultos – indivíduos com sinais evidentes de já terem se reproduzido (adaptado de Reis 1996). A amostragem foi feita de julho de 2008 a maio de 2010 e totalizou 3.900 m² por área.

O número de indivíduos jovens por altura, considerando aqui plantas de 20 a 200 cm (altura total), foi obtido por meio de uma amostragem realizada em maio de 2009 em ambas as áreas. Para tanto, foram amostrados 42 transectos em cada área, cada um com 20 metros de comprimento por 2 m de largura; ao total foram avaliados 3.360 m² distribuídos ao longo de BI e VG. Para a análise, foi confeccionado um gráfico de distribuição de frequências de altura, ajustando o modelo exponencial $N_p = b_0 \cdot h^{b_1}$; onde b_0 e b_1 são os parâmetros do modelo, N_p é o número de plântulas e h é a altura.

A distribuição espacial de *E. edulis* foi avaliada por meio das três parcelas de 25 x 50 m (0,375 ha) em cada área; as parcelas foram divididas em 1.250 quadrantes de 1 m². Em todos os quadrantes foi feita a contagem do número de indivíduos por classe de tamanho de palmito, conforme apresentado acima. A estrutura espacial foi avaliada em relação a cada classe de tamanho, por área. Para isso, foram utilizados quadrantes de 5 x 5 m, que dividiram as parcelas de 25 x 50 m em 50 partes. Para cada uma destas partes foi calculado o número de indivíduos esperado por meio de um teste de Qui-quadrado. Em seguida, foi aplicado o teste de Ripley (Função K de Ripley) e se caracterizou a distribuição dos pontos de maneira cumulativa com a função de correlação de par (Pair Correlation Function).

Para avaliar a relação de dependência das classes de tamanho, foi aplicada a Função K bivariada, e o mapa do estudo foi convertido em um toróide (de la Cruz Rot 2008), em que os valores positivos indicam tendência à agregação ou associação, enquanto os valores negativos indicam regularidade ou repulsão (Haase 1995). Os intervalos (envelopes) de confiança foram calculados por meio de simulações de *Montecarlo*. As análises espaciais foram realizadas no R Development Core Team (2009, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>), com as bibliotecas *splancs* e *sp*.

Experimentos de densidade de plântulas e predação de sementes de palmito

Para avaliar a densidade plântulas e a remoção de sementes de palmito, foram instaladas 15 estações experimentais (EE) em cada área, com distância mínima de 200 m da EE mais próxima. Cada EE era composta por uma parcela de exclusão de mamíferos de médio e grande porte de 5 x 3 m (confeccionada com tela de arame, malha 3" e 1 m de altura), e uma parcela controle de igual tamanho, demarcada com estacas de madeira (40 cm de altura) nas quatro extremidades. De cada parcela, uma faixa de 50 cm da borda foi utilizada para acesso e deslocamento, sobrando para os experimentos uma área núcleo de 4 x 2 m. Esta foi subdividida em oito quadrantes de 1 m², sendo parte deles destinados aos experimentos de plântulas de palmito e de remoção de sementes. No início do experimento (agosto de 2007) a vegetação das parcelas (controle e exclusão) foi cortada ao nível do solo para homogeneizar as condições iniciais (p.ex. a idade da vegetação e os distúrbios causados pela construção das estações).

Densidade de plântulas de palmito: Três quadrantes foram destinados ao experimento das plântulas de palmito, sendo que a cada seis meses - fevereiro de 2008, agosto de 2008 e fevereiro de 2009 - um único quadrante foi avaliado em relação ao número de indivíduos presente. A análise se deu pelo modelo de efeitos lineares mistos (Linear Mixed Effects Models), tendo como parte fixa as áreas amostrais e o tipo de parcela (controle ou exclusão - dentro das áreas) e a interação com o tempo; a parte aleatória (randomizada) consistiu na média total do número de palmitos em função da parcela e do quadrante.

Predação de sementes de palmito: Este experimento foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2008, período de pico de frutificação e disponibilidade local de *E. edulis*. Para tanto, foram destinados dois quadrantes de 14 EE em cada área, tanto nas parcelas de exclusão como nas de controle. Foram utilizadas 1.120 sementes de palmito despulpadas mecanicamente, dez sementes foram colocadas em cada quadrante na base de um palito de maneira para demarcar a sua localização. O experimento foi inspecionado no 7º, 15º e 30º dia após a sua instalação, período em que foi feita a contagem das sementes predadas (= ausentes) das parcelas - por meio deste experimento não foi possível determinar o agente predador das sementes. A predação foi avaliada por um modelo de sobrevivência censurado (que considera as sementes não predadas), fundamentado no modelo de Cox, incluindo as interações entre áreas amostrais e o tipo das parcelas (controle e exclusão).

Herbivoria de *Euterpe edulis*

Para analisar a ocorrência de herbivoria por vertebrados e invertebrados nas duas áreas amostrais, foram utilizados os mesmos 42 transectos (BI e VG) empregados para o registro do número de jovens por altura. Para cada planta, a altura, o número total de folhas vivas, folhas com sinas de herbivoria por invertebrados e folhas com sinais de herbivoria por vertebrados foram contados, assim como o número de plantas predadas (mortas) por vertebrados.

As análises foram feitas pelo modelo de efeitos lineares mistos, tendo como parte fixa as áreas amostrais e a parte aleatória (randomizada) consistiu na média total do número de folhas com sinais de herbivoria por transecto. Para avaliar a relação entre a altura da planta e a frequência de herbivoria foi aplicado o modelo linear generalizado com distribuição Poisson. A mortalidade de palmitos por vertebrados foi avaliada pelo Teste Exato de Fisher. Em complemento, foi testada a relação entre o tamanho das plantas e a herbivoria (vertebrado e invertebrado), por meio de uma regressão logística.

RESULTADOS

Demografia, estrutura populacional e caracterização espacial de *Euterpe edulis*

Ao todo, 29.233 indivíduos de *Euterpe edulis* foram avaliados, sendo que 17.791 em VG (densidade de 4,56 ind/m²) e 11.442 em BI (densidade de 2,93 ind/m²), havendo diferença significativa na densidade total de palmitos entre as áreas ($\chi^2 = 697,7$; gl. = 1; $p = <0,0001$). As plântulas compreenderam 86% dos indivíduos, os jovens 13,2% e os adultos 0,7% em BI. Em VG, os valores são semelhantes, com as plântulas representando 86,3% da população amostrada, os jovens 12,9% e os adultos 0,77% (Figura 1). Deste modo, temos que em relação à estruturação da população, não foram encontradas diferenças significativas entre as áreas ($\chi^2 = 3.0861$, gl = 2, $p = 0,213$).

Observou-se que nos indivíduos jovens (de 20 a 200 cm de altura) de BI existe um maior decréscimo conforme aumenta a altura da planta ($b_1 = -2,28$), quando comparado com jovens de mesmo tamanho em VG ($b_1 = -1,46$) (Figura 2).

Tanto para as parcelas de BI, quanto para as de VG, os padrões espaciais encontrados para *E. edulis* foram agrupados. Esse padrão se repetiu para as plântulas e para os jovens. Para os indivíduos adultos o padrão encontrado foi o aleatório, e isto se deu de maneira mais intensa em BI (Tabela 1).

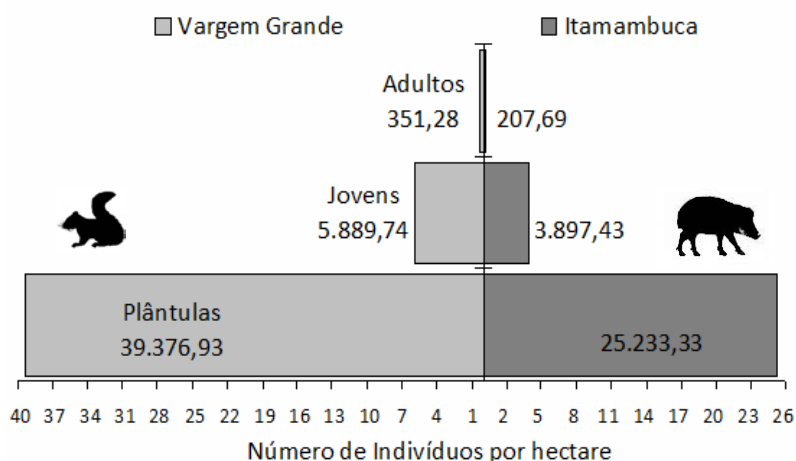


Figura 1 – Número de indivíduos por hectare por classe de tamanho de *Euterpe edulis*, nas áreas amostrais: Base Itamambuca e Base Vargem Grande do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.

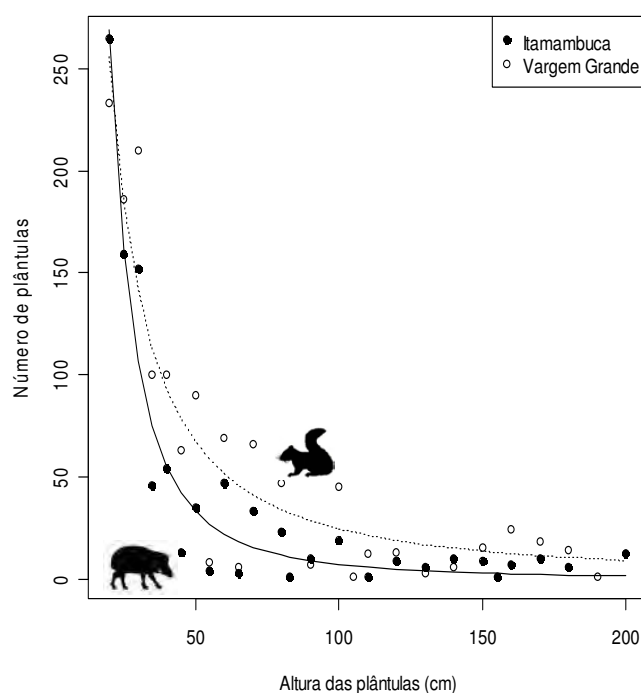


Figura 2 – Relação entre o número de indivíduos e a altura de jovens de *Euterpe edulis* nas áreas amostrais: Itamambuca e Vargem Grande, do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.

Tabela 1 – Resultado do teste de Qui-quadrado de ajuste à distribuição ao acaso do padrão espacial das classes de tamanho de *Euterpe edulis* das parcelas de 25 x 50 m nas bases Itamambuca e Vargem Grande, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.

	Parcela	gl	Total		Plântulas		Jovens		Adultos	
			χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p
Base Itamambuca (BI)	A	49	2505,9	<0,001	2759,5	<0,001	128,4	<0,001	46,5	0,575
	B	49	2517,9	<0,001	2773,8	<0,001	585,2	<0,001	49,4	0,454
	C	49	2276,1	<0,001	2139,8	<0,001	507,2	<0,001	55,0	0,257
Base Vargem Grande (VG)	A	49	4151,9	<0,001	4299,8	<0,001	244,7	<0,001	58,8	0,158
	B	49	19037,9	<0,001	21123,1	<0,001	881,2	<0,001	56,3	0,218
	C	49	8494,7	<0,001	9592,6	<0,001	310,9	<0,001	58,9	0,156

Base Vargem Grande

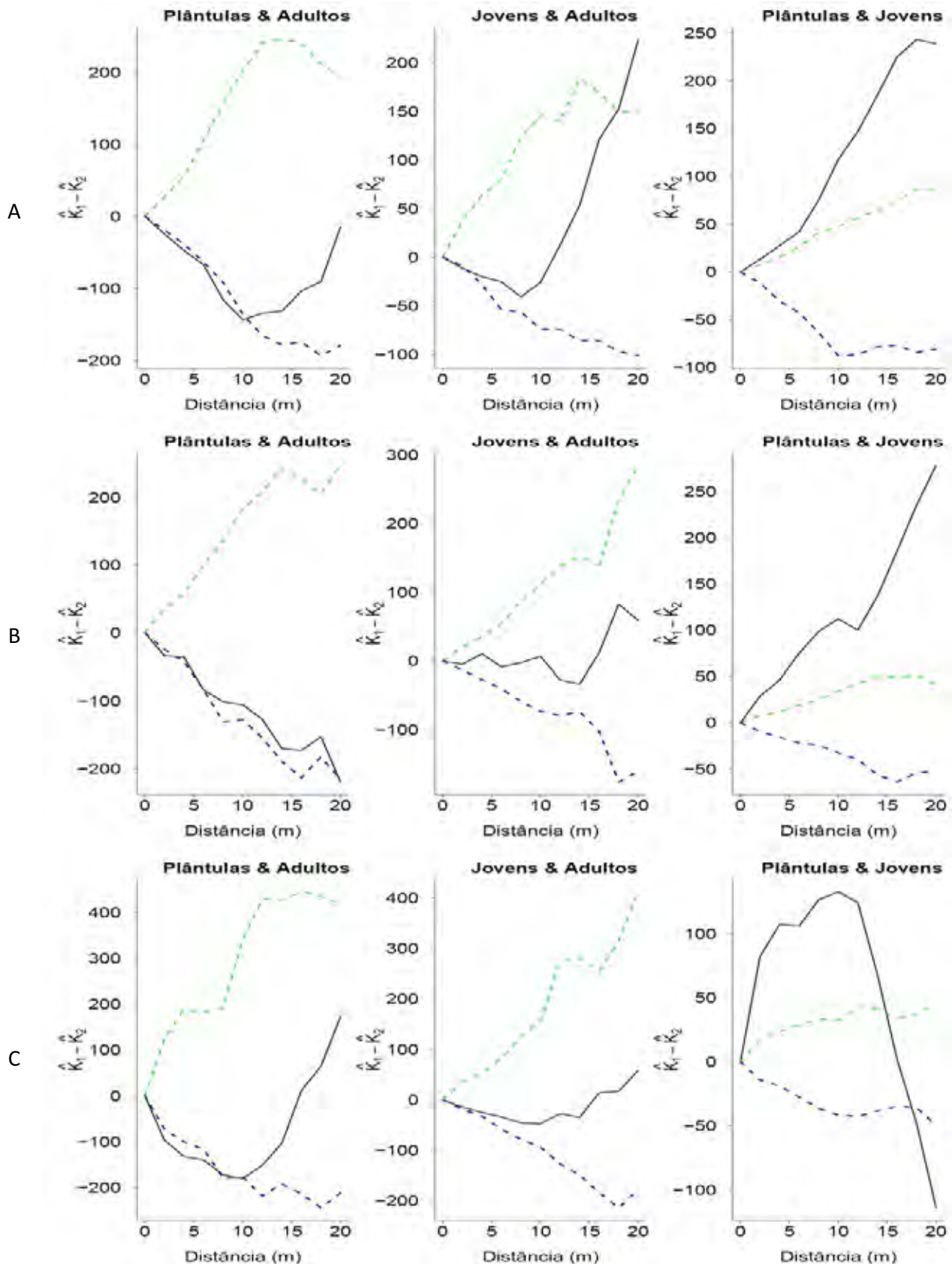


Figura 3 – Resultados da Função Bivariada de Ripley da relação espacial das três classes de tamanhos de *Euterpe edulis* das três parcelas (A, B e C) de 25 x 50 m na base Vargem Grande. Linha pontilhada superior: maiores valores do intervalo de confiança; linha pontilhada inferior: menores valores do intervalo de confiança (100 simulações do padrão espacial aleatório); e, linha contínua: padrão espacial observado.

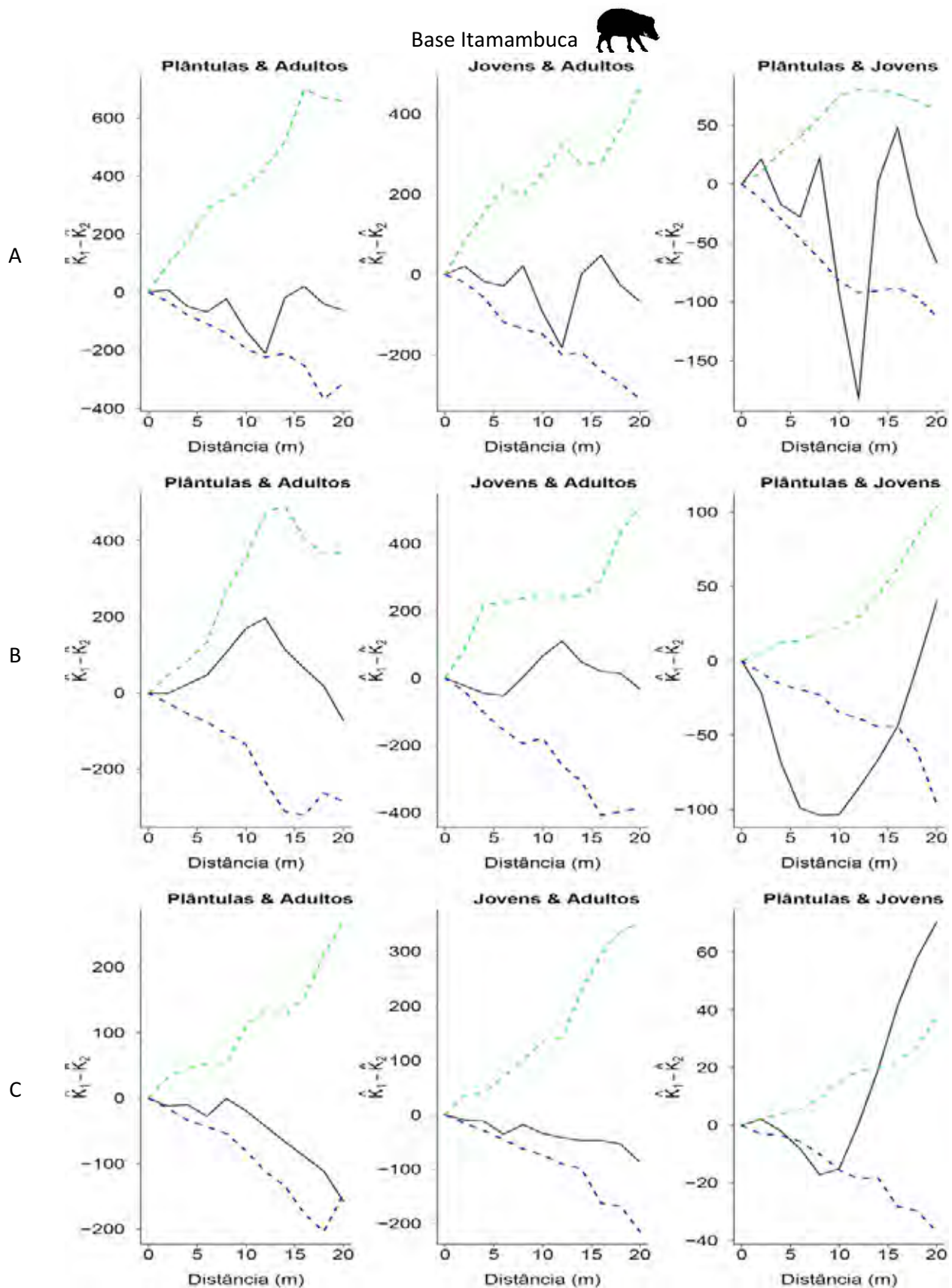


Figura 4 – Resultados da Função Bivariada de Ripley da relação espacial das três classes de tamanhos de *Euterpe edulis* das três parcelas (A, B e C) de 25 x 50 m na base Itamambuca. Linha pontilhada superior: maiores valores do intervalo de confiança; linha pontilhada inferior: menores valores do intervalo de confiança (100 simulações do padrão espacial aleatório); e, linha contínua: padrão espacial observado.

Na relação de dependência entre as classes de tamanho, tanto para BI quanto para VG, foi encontrado que entre plântulas e adultos, e entre adultos e jovens, a distribuição se deu de maneira aleatória em todas as parcelas. Entre plântulas e jovens, foi observado que em VG a distribuição não foi aleatória, havendo uma agregação significativa (Figura 3). Em BI, foram observados padrões diferenciados entre as parcelas, com agregação significativa até 8 metros de distância na parcela A, repulsão entre jovens e plântulas para cerca de 15 metros na parcela B, e uma leve repulsão entre 5 e 10 metros, alterando a agregação a partir de 16 metros, para a parcela C (Figura 4).

Densidade de plântulas de palmito

Os resultados do experimento de plântulas de palmito nas EE foram significativamente diferentes entre as áreas BI e VG, com maior número de plântulas encontrado em VG. Não foram observadas diferenças entre tipo de parcelas e o tempo (Tabela 2, Figura 5).

Tabela 2 - Sumário estatístico dos modelos mistos utilizados na análise do número de plântulas *Euterpe edulis* em relação aos tipos de parcelas (exclusão e controle) nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais, simplificados pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.

	gl	F	P
Área	1; 28	8,087	0,0082
Tempo	1; 124	1,966	0,1633
Área: Tipo de parcela	2; 124	0,458	0,6333
Área: Tempo	1; 124	0,057	0,8105
Área: Tipo de parcela: Tempo	2; 2	1,979	0,1425

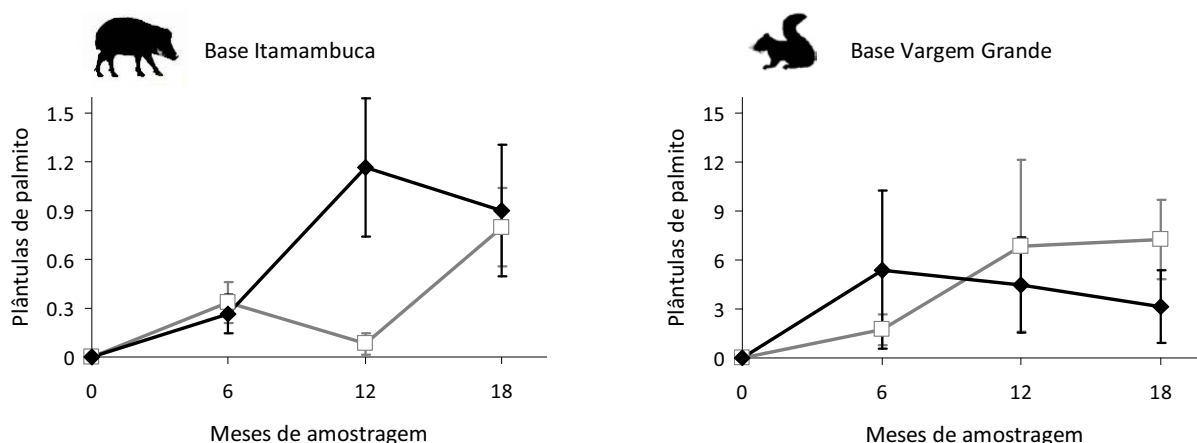


Figura 5 – Valores de médias e erros padrões do número de plântulas de *Euterpe edulis* em cada tipo de parcela (controle e exclusão), nas três amostragens, nas bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande (parcelas controle representadas pelo quadrado vazado). Note as escalas no eixo Y, distintas nos dois gráficos.

Predação de sementes de palmito

Das 1.120 sementes de *E. edulis* disponíveis no experimento, somente 14,5% foram predadas após o período de 30 dias de exposição (BI controle = 16,8%, BI exclusão = 16,1%, VG controle = 14,2%, VG exclusão = 12,1%). A remoção de sementes *E. edulis* teve maiores médias para as parcelas controle da BI, no entanto, essa diferença não foi significativa (Figura 6, Tabela 3).

Tabela 3 – Análise da predação de sementes de *Euterpe edulis* dada pelo teste de sobrevivência - Modelo Cox, em relação aos tipos de parcelas (controle e exclusão) e às áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).

	gl	χ^2	p
Área	1	1,77	0,1830
Tipo de parcela	1	0,57	0,4493
Área:Tipo de parcela	1	0,18	0,6680

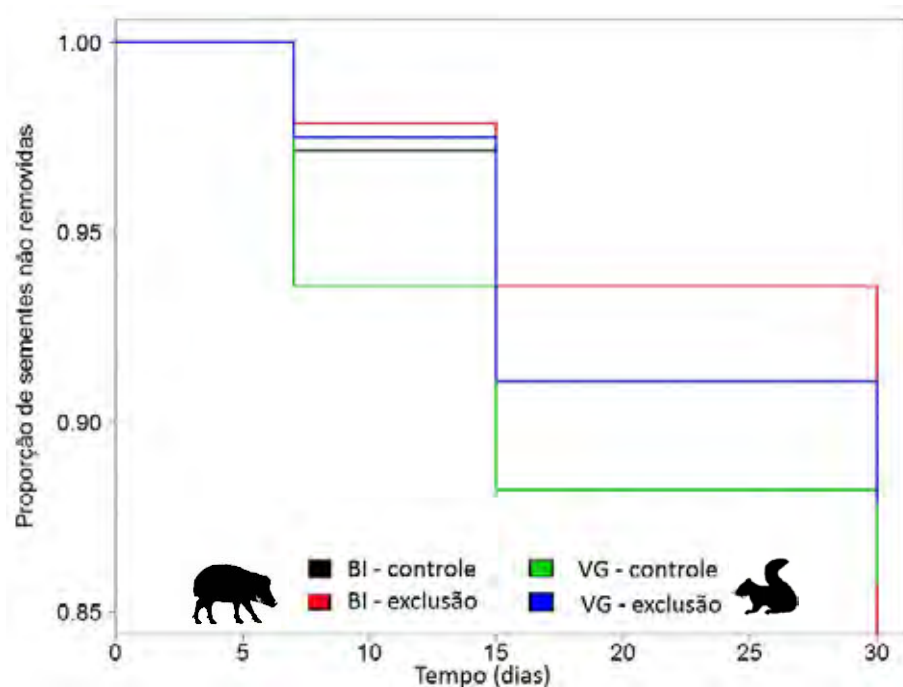


Figura 6 – Gráfico de predação de sementes de *Euterpe edulis*, dada pela proporção de sementes não predadas pelo tempo (dias) nas parcelas de exclusão e controle das áreas amostrais: Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG).

Herbivoria de *Euterpe edulis*

A herbivoria por invertebrados ocorreu de forma distinta entre as áreas amostrais e entre as alturas dos jovens de palmito (Tabela 4). A maior taxa de herbivoria por invertebrados ocorreu em VG (Figura 7a), e com maior intensidade nos indivíduos mais altos também em VG (Figura 7b).

Tabela 4 – Sumário estatístico dos modelos lineares generalizados na análise do número folhas de *Euterpe edulis* com sinais de herbivoria por invertebrados por transectos nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais, simplificados pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.

	gl	Deviance	χ^2	p
Área	1	23,24	19,7	<0,001
Altura	1	265,07	224,8	<0,001
Área: Altura	1	54,60	46,3	<0,001

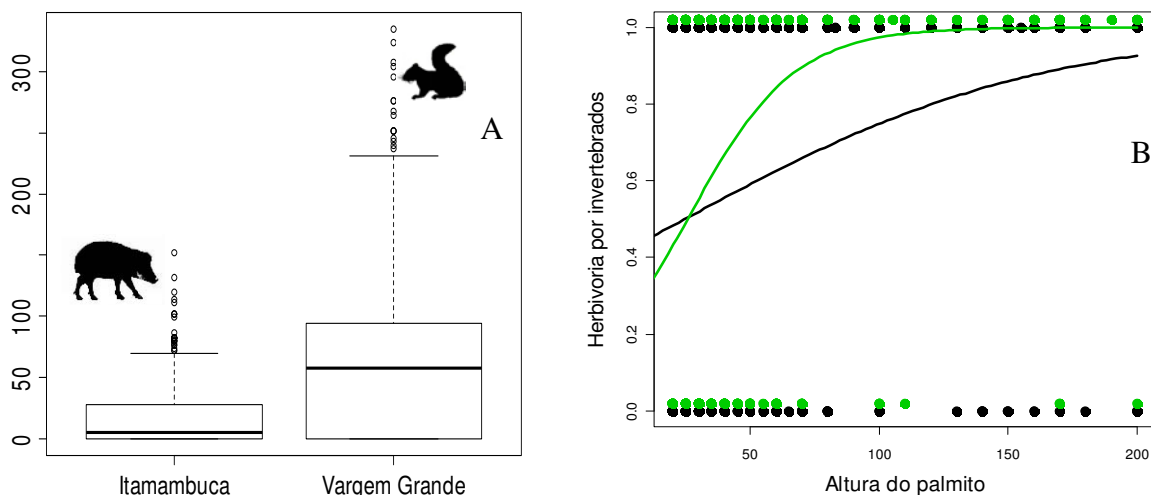


Figura 7 – A. Herbivoria por invertebrados em jovens de *Euterpe edulis* por transectos nas áreas, Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG), conforme modelos apresentados no texto. B. Relação entre a altura dos palmitos e a herbivoria por invertebrados. Linhas e pontos negros = BI, linhas e pontos verdes = VG.

Para a herbivoria por vertebrados, também foram observadas diferenças significativas entre as áreas e as alturas dos jovens de palmitos (Tabela 5). A maior taxa de herbivoria por vertebrados foi encontrada em BI (Figura 8a), sendo que nesta área, os palmitos de maior altura foram mais frequentemente afetados do que em VG (Figura 8b).

Tabela 5 - Sumário estatístico dos modelos lineares generalizados na análise do número folhas de *Euterpe edulis* com sinais de herbivoria por vertebrados por transectos nas bases Itamambuca e Vargem Grande e as variáveis ambientais simplificadas pela análise de componentes principais, conforme modelos apresentados no texto.

	gl	Deviance	χ^2	p
Área	1	13,07	39,1	<0,001
Altura	1	46,98	140,2	<0,001
Área: Altura	1	2,45	7,3	0,1173

Levando-se em consideração a predação por vertebrados que resulta na mortalidade do indivíduo (consumo da base do caule), as taxas encontradas para cada área apresentam diferenças significativas (a probabilidade de significância é $p = 0,009$). Para BI a mortalidade encontrada foi de

0,75%, enquanto que para VG foi de 0,07%, ou seja, a mortalidade de palmito por vertebrados foi cerca de dez vezes maior em BI. Não obstante as mortalidades tenham sido significativamente diferentes, elas foram relativamente baixas nas duas áreas: menos de um indivíduo em 100 para BI e menos de um indivíduo em 1000 para VG.

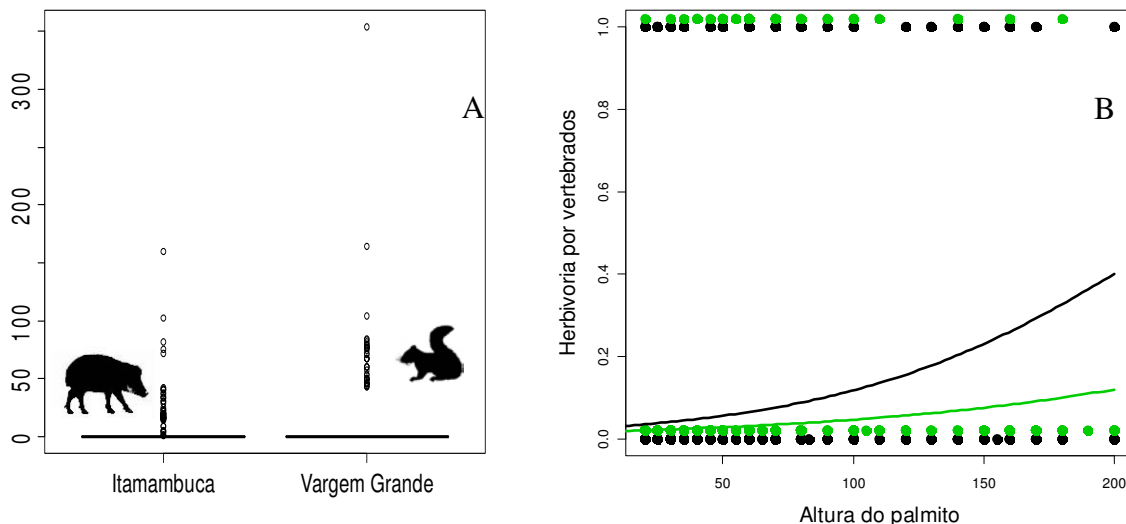


Figura 8 – A. Herbivoria por vertebrados em jovens de *Euterpe edulis* por transectos nas áreas, Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG), conforme modelos apresentados no texto. B. Relação entre a altura dos palmitos e a herbivoria por vertebrados. Linhas e pontos negros = BI, linhas e pontos verdes = VG.

DISCUSSÃO

Padrões de herbivoria e forrageamento dos ungulados selvagens podem afetar a estrutura, a sucessão, a produtividade e a composição de espécies de plantas (McLaren & Peterson 1994, Beck 2002, Ripple & Beschta 2006a, b, Beck 2007, Keuroghlian & Eaton 2009). Como resultado, muitos desses animais são considerados engenheiros do ecossistema (*ecosystem engineer*) atuando, direta ou indiretamente, na disponibilidade de recursos para outras espécies, mantendo e criando habitats (Jones et al. 1994). Na América do Norte, veados, alces e bisões têm recebido a atenção de pesquisadores (Ripple & Beschta 2004, Ripple & Beschta 2006a, b), enquanto que na América latina, os principais resultados da ação dos ungulados sobre a vegetação enfocam o queixada, *Tayassu pecari* (Dirzo & Miranda 1991, Silman et al. 2003, Beck 2007, Keuroghlian & Eaton 2009, Capítulo II).

Este animal possui o hábito de forragear principalmente sob palmeiras (local que concentra sementes caídas) (Beck 2005, 2006, 2007, Fragoso 1997, Beck & Terborgh 2002, Lleellish et al. 2003) e, ao se deslocar, causa danos a plantas jovens por meio do pisoteio (Beck 2006, Fragoso 1997, Roldán & Simonetti 2001, Keuroghlian & Eaton 2009). Sua alimentação inclui, entre outros itens, 37

espécies de palmeiras, agindo também na predação e dispersão de suas sementes (Beck 2006). Outra interação entre queixadas e palmeiras diz respeito ao desterramento e consumo das raízes e da base de plântulas (Fragoso 1999, Desbiez et al. 2009).

A maior parte dos registros de interação entre *T. pecari* e o palmito *E. edulis*, referem-se ao consumo de frutos (Galetti et al. 1999, Lleellish et al. 2003, Keuroghlian & Eaton 2008a), havendo pouco destaque nas ações de herbivoria sobre raízes e partes vegetativas das plântulas (Keuroghlian & Eaton 2009). Na área de estudo, a ação direta do queixada sobre a população vegetal já foi confirmada em relação ao pisoteamento de plântulas (Capítulo II) e agora na herbivoria de indivíduos jovens de palmito. Logo, plântulas e jovens de *E. edulis* estão mais sujeitas ao pisoteio, danos e/ou morte causada pelo consumo de suas folhas e da base do caule.

Diferenças entre as áreas puderam ser observadas em relação à: I. estrutura populacional de plântulas e jovens (de 20 a 200 cm de altura) – havendo um decréscimo mais acentuado conforme aumenta a altura da planta na BI em relação à VG; II. estrutura espacial dos adultos de palmito, que apresentou padrão aleatório mais intenso em BI do que em VG; III. relação de dependência entre as classes de tamanho, sendo observada uma distribuição não aleatória entre plântulas e jovens em VG; e IV. herbivoria de invertebrados, que ocorreu com maior intensidade nos jovens de VG.

Ainda que o número total e por classes de tamanho de palmito tenha sido maior em VG, as proporções de indivíduos por classe foi semelhante em ambas as áreas. Com isso, não foram obtidas indicações diretas da ação do queixada na demografia e na abundância de plântulas. Analisados em conjunto com o experimento de exclusão, esses resultados sugerem que: embora *T. pecari* atue de maneira mais intensa no pisoteio e na herbivoria em BI, ele não afeta a estrutura demográfica das áreas. Os dados também indicam maior densidade de plântulas de palmito na área com menor abundância dos herbívoros. No entanto, os experimentos de exclusão e remoção de sementes não suportam os resultados. Assim, outros aspectos responsáveis pela maior abundância de plântulas e outras classes de tamanho (p.ex. o número superior de adultos) devem ser considerados.

Os resultados indicaram maiores taxas de herbivoria por vertebrados na área com maior abundância de *T. pecari*. A herbivoria por invertebrados, por sua vez, seguiu o padrão inverso, dado por uma possível compensação. As pequenas diferenças observadas entre BI e VG em relação à estrutura e caracterização espacial da população de *E. edulis* não puderam ser atribuídas à mastofauna. E os impactos causados pelo queixada não foram relacionados à remoção de sementes de palmito.

Embora tenha sido detectada a ação do queixada em aspectos da dinâmica populacional do palmito na área de estudo (principalmente como consumidor e pisoteador de plântulas e jovens), os resultados não indicam conseqüências drásticas da defaunação sobre a comunidade dessa palmeira. Keuroghlian & Eaton (2009), em experimento de exclusão de *T. pecari* e outros animais de maior porte em fragmento de Floresta Atlântica, também não encontraram diferenças para o número de plântulas de *E. edulis* entre os tipos de parcela, após um ano de estudo. Com isso, acredita-se que a abundância desse ungulado não deve estar influenciando na capacidade de suporte da floresta em relação à disponibilidade de *E. edulis*, que compreende um importante recurso para diversos grupos animais, uma vez que seus frutos compõem até 80% da biomassa de frutos na Floresta Atlântica (Galetti & Aleixo 1998).

Considerando que os queixadas são suscetíveis à caça e a fragmentação do habitat (Azevedo & Conforti 2008, Araújo et al. 2008, Galetti et al. 2009, IUCN 2010), estando atualmente extintos na maioria dos remanescentes de Floresta Atlântica (Galetti et al. 2009, IUCN 2010), restam poucos cenários onde populações desse ungulado encontram-se com suas abundâncias naturais. Embora considerado dominante no bioma, podendo atingir cerca de 500 indivíduos por hectare, o caráter econômico de *E. edulis* (utilizado na alimentação humana) faz com que a espécie seja ilegalmente explorada em quase toda a sua área de distribuição (Galetti & Fernandez 1998). Hoje, o palmito é mais comumente encontrado em unidades de conservação e outras áreas protegidas por lei (Reis et al. 2000). Como resultado, a densidade de indivíduos de palmito tem sido considerada como um ponto importante na classificação do status de perturbação de áreas (Moreno et al. 2003) – status, como visto neste estudo, nem sempre compartilhado com a comunidade faunística local.

LITERATURA CITADA

- Altrichter, M.; Carrillo, E.; Saenz, J. & Fuller, T.K. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical* 49(3-4):1183-1192.
- Andreazzi, C.S.; Pires, A.S. & Fernandez, F.A.S. 2009. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):554-574.
- Araújo, R.M.; Souza, M.B. & Ruiz-Miranda, C.R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 98(3):391-396.

- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62(4):1165-1183.
- Azevedo, F.C.C. & Conforti, V.A. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. *Mammalia* 72(2):82-88.
- Beck, H. & Terborgh, J. 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. *Journal of Tropical Ecology* 18(2):275-288.
- Beck, H. 2002. Population dynamics and biodiversity of small mammals in treefall gaps within an Amazonian rainforest. Ph.D. dissertation, University of Miami, Florida.
- Beck, H. 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. Pp. 77-115. In Forget, P.-M.; Lambert, J.E.; Hulme, P.E. & Vander Wall, S.B. *Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment*. CABI Publishing, Panama.
- Beck, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(3):519-530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23(5):599-602.
- Beck, H.; Thebpanya, P. & Filiaggi, M. 2010. Do Neotropical peccary species (*Tayassu pecari*) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology* 26(4): 407-414.
- Brody, A.K.; Palmer, T.M.; Fox-Dobbs, K. & Doak, D.F. 2010. Termites, vertebrate herbivores, and the fruiting success of *Acacia drepanolobium*. *Ecology* 91(2):399-407.
- de la Cruz Rot, M. 2008. Métodos para analizar datos puntuales. In: F.T. Maestre; A. Escudero; A. Bonet (Eds.) *A Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones* pp 76-127. Asociación Española de Ecología Terrestre, Universidad Rey Juan Carlos y Caja de Ahorros del Mediterráneo, Madrid.
- Desbiez, A.L.J.; Santos, S.A.; Keuroghlian, A. & Bodmer, R.E. 2009. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy* 90(1):119-128.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: P.W. Price; T.M. Lewinsohn; G.W. Fernández; W.W. Benson (Eds.) *Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp.273-287. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Eisenberg, J.F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. In M.E. Soule; A.B. Wilcox (Eds.) *Conservation Biology. An evolutionary - ecological perspective*, pp 35-55. Massachusetts, Sinauer Associates, Inc.
- Fragoso, J.M.V. & Huffman, J.M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16(3):369-385.
- Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85(4):519-529.
- Fragoso, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30(3):458-469.

- Fragoso, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of White-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in Northern Brazil Amazon. *Biotropica* 30(3):458-469.
- Fragoso, J.M.V. 2005. The role of trophic interactions in community initiation, maintenance and degradation, p. 311-327. In: D. Burslem; Pinnard, M. & Hartley, S. (eds), *Biotic interactions in the tropics*. Cambridge Univ. Press.
- Galetti, M. & Aleixo, A. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic Rain Forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 35(2):286-293.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in the industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35(2):294-301.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S. ; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142(6):1229-1241.
- Galetti, M.; Zipparro, V. & Morellato, P.C. 1999. Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica* 5(1):115-122.
- Garber, P.A. & Lambert, J.E. 1998. Primates as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology* 45(1):3-8.
- Goheen, J.R.; Keesing, F.; Allan, B.F.; Ogada, D. & Ostfeld, R.S. 2004. Net effects of large mammals on *Acacia* seedling survival in an African savanna. *Ecology* 85(6):1555–1561.
- Goheen, J.R.; Palmer, T.M.; Keesing, F.; Riginos, C. & Young, T.P. 2010. Large herbivores facilitate savanna tree establishment via diverse and indirect pathways. *Journal of Animal Ecology* 79(2):372–382.
- Haase, P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-Function: introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* 6(4):575-582.
- Henderson, A.; Galeano, G. & Bernal, R. 1997. *Field guide to the palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Instituto Florestal. 2006. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar*.
- IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 02 November 2010.
- Jones, C.G.; Lawton, J.H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69(3):373-386.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008a. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40(1):62-70.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008b. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-range frugivore. *Journal of Zoology* 275(3):283-293.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18(7):1733-1750.
- Leitman, P.; Henderson, A. & Noblick, L. 2010. Arecaceae in *Lista de Espécies da Flora do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB015712>).

- Lleellish, M.; Amanzo, J.; Hooker, Y. & Yale, S. 2003. Evaluación poblacional de pecaríes en la región del Alto Purús. Pp. 137–145 in Alto Purús biodiversidad, conservación y manejo (R.L. Pitman, N. Pitman, and P. Álvarez, eds.). Impreso Gráfica S. A., Lima, Peru.
- Martin, J.-L.; Stockton, S.; Allombert, S. & Gaston, A. 2010. Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. *Biological Invasions* 12(2):353–371
- McLaren, B.E. & Peterson, R.O. 1994. Wolves, moose, and tree-rings on Isle Royale. *Science* 266(5190):1555-1558.
- McNaughton, S.J.; Banyikwa, F.F. & McNaughton, M.M. 1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: The Serengeti. *Ecology* 79(2):587-592.
- Moreno, M.R.; Nascimento, M.T & Kurtz, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. *Acta Botânica Brasilica* 17(3):371-386.
- Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77(2-3):115-123.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forest. *Conservation Biology* 14(1):240-253.
- Reis, M.S. 1996. Distribuição e dinâmica a variabilidade genética em populações naturais de Palmiteiro *Euterpe edulis* - Mart. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Reis, M.S.; Conte, R.; Nodari, R.O.; Fantini, A.C.; Reis, A.; Montovani, A. & Mariot, A. 2000. Manejo sustentável e produtividade do palmito (*Euterpe edulis* Martius Arecaceae), p. 202-224. In M.S. Reis & A. Reis (Eds.). *Euterpe edulis* Martius – (Palmiteiro): Biologia, Conservação e Manejo. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Reyna-Hurtado, R.; Rojas-Flores, E. & Tanner, G.W. 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90(5):1199-1209.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2004. Wolves, elk, willows, and trophic cascades in the upper Gallatin Range of Southwestern Montana, USA. *Forest Ecology and Management* 200(1-3):161-181.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2006a. Linking a cougar decline, trophic cascade, and catastrophic regime shift in Zion National Park. *Biological Conservation* 133(4):397-408.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2006b. Linking wolves to willows via risk-sensitive foraging by ungulates in the northern Yellowstone ecosystem. *Forest Ecology and Management* 230(1-3):96-106.
- Roldán, A.I. & Simonetti, J.A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests experiencing different hunting pressures. *Conservation Biology* 15(3):617-623
- São Paulo, 2009. Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: Vertebrados. P.M. Bressan; M.C.KM. Kierulff; A.M. Sugieda (Coord.). - São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- Scariot, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32(4a): 662-669.

Silman, M. R.; Terborgh, J.W. & Kiltie, R.A. 2003. Population regulation of a dominant-rain forest tree by a major seed-predator. *Ecology* 84(2):431-438.

Silva Matos, D.M.S. & Watkinson, A.R. 1998. The fecundity, seed and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. *Biotropica* 30(4):595-603.

CAPÍTULO IV



Indai-açu – *Attalea dubia*



Carretéis



Carretéis fixados na parcela de exclusão



Semente predada e intacta



Linha de sementes carregada



Semente deixada sobre a árvore

DISPERSÃO DE SEMENTES DE INDAI-AÇU *Attalea dubia* EM DUAS ÁREAS DE FLORESTA ATLÂNTICA COM DIFERENÇAS NA ABUNDÂNCIA DE HERBÍVOROS

RESUMO

Dispersão de sementes de indai-açu *Attalea dubia* em duas áreas de Floresta Atlântica com diferenças na abundância de herbívoros

A dispersão de sementes de grandes tamanhos tem recebido considerável atenção dos pesquisadores devido ao limitado número de espécies animais que podem removê-las, estocá-las e/ou consumi-las. Apesar disso, pouco se conhece sobre os efeitos da defaunação na dispersão de sementes de palmeiras tropicais, caso de *Attalea dubia* (indai-açu). Tendo isso em vista, o presente estudo avaliou a dispersão de sementes dessa palmeira em duas distintas comunidades de mamíferos da Floresta Atlântica. Os resultados indicaram maior taxa de remoção para a área com maior abundância de mamíferos de médio-grande porte (principalmente do herbívoro queixada *Tayassu pecari*), ainda que o serelepe (*Sciurus aestuans*) tenha sido o único dispersor e predador confirmado. A abundância de grandes herbívoros não deve ser considerada como fator responsável pelas menores taxas de remoção de sementes de *A. dubia*, visto que o seu principal agente dispersor não demonstra sofrer com a pressão de caça no bioma.

Palavras-chave: Defaunação, destino das sementes, parcelas de exclusão, palmeira, *Sciurus aestuans*, sementes grandes.

ABSTRACT

Seed dispersal in the indai-açu *Attalea dubia* in two Atlantic Forest areas with differences in the abundance of herbivores

Large-seed dispersal has received considerable attention from researchers due to the limited number of animal species that can remove, hoard and/or consume them. Yet, little is known about the effects of defaunation on seed dispersal of tropical palms, like indai-açu (*Attalea dubia*). With this in mind, this study evaluated the seeds dispersal of this palm in two sites with distinct mammal communities in the Atlantic Forest. The results indicated higher removal rate for the area with high abundance of mammals of medium-large (mainly herbivorous peccary *Tayassu pecari*), while the squirrel (*Sciurus aestuans*) was the only seed disperser and predator confirmed. The abundance of large herbivores should not be considered as a factor responsible for lower rates of removal of seeds of *A. dubia*, since their main dispersal agent does not demonstrate experience with hunting pressure in the biome.

Key words: big seeds, defaunation, exclude plotes, palm, seed fate, *Sciurus aestuans*.

INTRODUÇÃO

As palmeiras são importantes componentes na dinâmica dos ecossistemas tropicais, representando uma fonte substancial de alimento para uma grande variedade de animais (Terborgh 1986, Galetti et al. 1999, Andreazzi et al. 2009). Por vezes, são consideradas espécies chaves (Terborgh 1986, Zona & Henderson 1989, Peres 1994, Galetti & Aleixo 1998), pois estão disponíveis em praticamente todo o ano, disponibilizam grande biomassa de frutos, ricos em óleos e carboidratos (Zona & Henderson 1989), e compõem uma alta porcentagem da dieta de diversos grupos de vertebrados (Zona & Henderson 1989, Andreazzi et al. 2009). Deste modo, a extinção ou baixa densidade dessas plantas pode causar colapso na comunidade de frugívoros (Jordano et al. 2006). Por outro lado, a diminuição ou a perda local de agentes dispersores também pode afetá-las. Em cenários como esse é esperado que as palmeiras modifiquem substancialmente sua dinâmica populacional, como no recrutamento de plântulas, demografia, padrões espaciais e variabilidade genética (Janzen 1970, Forget 1990, Asquith et al. 1999, Galetti et al. 2006, Jordano et al. 2006).

É esperado que a dispersão de sementes de palmeiras com frutos grandes (p.ex.: gêneros *Acrocomia*, *Attalea*, *Astrocaryum*) seja mais afetada pela redução de dispersores, uma vez que poucas espécies animais podem remover suas sementes, estocá-las e/ou consumi-las (Forget 1996, Fragoso et al. 2003, Wright 2003, Wright & Duber 2001, Terborgh et al. 2008). Estudos com *Attalea butyraceae* e *Astrocaryum standleyanum* no Panamá (Wright et al. 2000, Wright & Duber 2001), e com *Astrocaryum aculeatissimum* na Floresta Atlântica (Galetti et al. 2006, Donatti et al. 2009), demonstraram que a defaunação (i.e. perda de grandes vertebrados) influencia a dispersão de sementes e o recrutamento de plântulas.

Apesar da relevância do tema, ainda existe uma lacuna no conhecimento das implicações ecológicas envolvidas nesse processo. Para *Attalea dubia* (Indai-açu), por exemplo, o único agente dispersor conhecido é o serelepe (*Sciurus aestuans*) (Andreazzi et al. 2009) – pequeno mamífero fortemente adaptado à vida arbórea e que se alimenta basicamente de frutos de palmeiras (Eisenberg & Redford 1999). Paralelamente, há uma grande gama de mamíferos de maior porte reconhecidos como consumidores das sementes do gênero *Attalea* (Zona & Henderson 1989, Andreazzi et al. 2009), como bugios, quatis, porcos-do-mato e a anta, podendo, portanto, ser considerados potenciais dispersores de *A. dubia*.

Tendo isso em vista, o presente estudo buscou compreender o sistema de dispersão de sementes de *A. dubia* em duas áreas com distintas comunidades de mamíferos da Floresta Atlântica, principalmente em relação à biomassa de grandes herbívoros e abundância do *S. aestuans* (Capítulo I).

MÉTODOS

Área de estudo

Para testar se a defaunação afeta a dispersão de *Attalea dubia*, foram selecionadas duas áreas distantes ~16 km entre si, com similar composição de espécies de mamíferos, mas com marcada diferença na biomassa de “grandes” mamíferos (Tabela 1 - Capítulo I). Essas áreas são chamadas de bases de pesquisas e fazem parte do núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), Floresta Atlântica do estado de São Paulo, região sudeste do Brasil. O PESM é a maior unidade de conservação do bioma, com cerca de 315.000 ha, e representa um grande corredor ecológico, conectando diversos remanescentes florestais (Instituto Florestal 2006).

Tabela 1 – Presença e abundância (indivíduo/10 km) de algumas das espécies com potencial para dispersão e predação de sementes de *Attalea dubia* nas bases Itamambuca e Vargem Grande, bases de pesquisa do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar (Capítulo I).

Espécies	BASE ITAMAMBUCA (BI)		BASE VARGEM GRANDE (VG)	
	Presença	Abundância	Presença	Abundância
<i>Cebus nigratus</i>	X	1,21	X	0,72
<i>Sciurus aestuans</i>	X	0,29	X	3,43
<i>Dasyprocta leporina</i> (aff.)	X		X	0,06
<i>Trinomys iheringi</i>	X		X	
<i>Cerdocyon thous</i>	X		X	0,12
<i>Eira barbara</i>	X		X	0,06
<i>Nasua nasua</i>	X	0,14	X	0,36
<i>Pecari tajacu</i>	X	0,43	X	
<i>Tayassu pecari</i>	X	7,79	X	
<i>Tapirus terrestris</i>	X		X	

* Rocha-Mendes et al. in prep.

I. Base Itamambuca (BI), sede – 23° 19' 29" S / 45° 5' 16" W: apresenta uma alta abundância e biomassa de mamíferos de médio-grande porte (291,76 kg/10 km), constituída principalmente pelo herbívoro *Tayassu pecari* (queixada - 272,65 kg/10 km), espécie utilizada na representação gráfica da área.

II. Base Vargem Grande (VG), sede – 23° 26' 16" S / 45° 14' 39" W: caracterizada como de menor abundância e biomassa de mamíferos de médio-grande porte (11,58 kg/10 km), sendo *Sciurus aestuans* (serelepe) a espécie mais registrada pelo método de transectos lineares e, portanto, utilizada para representar graficamente a área.

Espécie estudada

Attalea dubia (Mart.) Burret é uma palmeira de grande porte, com 10-20 metros de altura e 20-35 cm de diâmetro, que distribui-se do Rio de Janeiro à Santa Catarina, nas florestas pluviais de encosta e na planície da Floresta Atlântica (Lorenzi 2002). Essa palmeira possui endocarpos fibrosos com tamanho de 6 – 6,5 cm e comprimento de 3 cm de largura, que são consumidos tanto por seres humanos como por animais silvestres (Lorenzi 2002). As espécies do gênero *Attalea* têm seus frutos consumidos e/ou dispersos por mais de 45 espécies de mamíferos (Zona & Henderson 1989, Andreazzi et al. 2009), no entanto, informações específicas para *A. dubia* citam apenas *Sciurus aestuans* como seu agente dispersor e consumidor (Andreazzi et al. 2009).

Experimento de remoção de sementes

Para simular a exclusão de mamíferos de médio e grande porte potencialmente dispersores de *A. dubia* e possibilitar a avaliação da ação de pequenos mamíferos, como *S. aestuans*, foram utilizadas 14 estações experimentais (EE) em cada área. Cada EE era composta por uma parcela de exclusão de mamíferos de médio e grande porte de 5 x 3 m (confeccionada com tela de arame, malha 3" e 1 m de altura) e uma parcela controle de igual tamanho, demarcada com estacas de madeira (40 cm de altura) nos quatro vértices. De cada parcela, uma faixa de 50 cm da borda foi utilizada para acesso e deslocamento, sobrando para os experimentos uma área núcleo de 4 x 2 m. Esta foi subdividida em oito quadrantes de 1 m², sendo dois destes utilizados para o experimento de remoção de sementes, realizados nos meses de novembro de 2008 à abril de 2009, período de pico de frutificação e disponibilidade local de *A. dubia*.

Um total de 1.120 sementes de *A. dubia* foi despulpado manualmente e acoplado a um carretel (30 m de comprimento), modelo adaptado de Donatti et al. (2009). Dez carretéis foram fixados na borda de cada quadrante e as sementes foram dispostas em seu interior, deste modo, 560 sementes foram alocadas em parcelas de exclusão e 560 em parcelas controle. O experimento foi inspecionado no 7º, 15º, 30º e 160º dia após a sua instalação, período em que foi feita a contagem das sementes removidas da parcela, sendo estas seguidas para registro da distância e destino da remoção. Este procedimento permitiu deduções sobre o possível agente dispersor, de acordo com marcas e local de deposição. Experimentos com sementes despulpadas são práticas comuns em estudos com palmeiras (p.ex. Silva & Tabarelli 2001, Galetti et al. 2006, Steffler et al. 2008, Donatti et al. 2009). O método possibilita inferências sobre a relação entre os frugívoros e as sementes, excluindo detalhes sobre a ação de animais interessados somente na polpa (Donatti et al. 2009), mas que poderiam realizar a dispersão por endo e/ou sinzoocoria.

A remoção foi considerada quando a semente foi movida e encontrada fora do quadrante em que fôra inicialmente disposta. A distância foi medida em linha reta do ponto onde se encontrava a semente e o centro do quadrante. Os destinos considerados foram: I. intacto – quando a semente foi removida e encontrada sobre o solo ou em tronco de árvores com o endosperma intacto; II. enterrado – quando a semente foi encontrada sob o folhiço ou em tocas; e III. predado – quando o endosperma havia sido total ou parcialmente destruído (Forget 1996, Guariguata et al. 2000).

Análise de dados

A remoção das sementes foi avaliada por um modelo de sobrevivência censurado (que considera as sementes não removidas), fundamentado no modelo de Cox (Cox 1972), incluindo as interações entre áreas e parcelas de exclusão e controle. A distância da remoção em relação às áreas e as parcelas de exclusão e controle foi avaliada por meio de modelos mistos (Mixed Effects Model), utilizando os valores de distância logaritimizados, tendo como parte fixa do modelo as variáveis áreas e parcelas controle e exclusão (dentro das áreas), e como parte aleatória o tempo e a parcela. Para analisar o destino das sementes foi feita uma tabela de contingência testada por Qui-quadrado, com um modelo linear generalizado (General Linear Model) com distribuição Poisson. Uma correlação entre a distância e o tempo da remoção foi realizada por meios de uma regressão linear entre o Log 'distância' e o Log 'tempo de remoção', enquanto que para a distância da remoção versus destino das sementes foi feita por meio de uma ANOVA utilizando o Log (distância), seguido pelo teste *a posteriori* de Tukey (Sokal & Rohlf 1995).

RESULTADOS

Das 1.120 sementes de *A. dubia* utilizadas, apenas 2,2% foram removidas após sete dias de exposição, 3,3% após quinze dias, 7,4% após 30 dias e 28,7% após 160 dias (Tabela 2, Figura 1). Cinco sementes foram perdidas e desconsideradas das análises.

Tabela 2 – Porcentagens de remoção, médias e erros padrões do tempo (dias) e das distâncias da remoção (metros) de sementes de *Attalea dubia*, nas parcelas de exclusão e controle das áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Base Itamambuca e Base Vargem Grande.

	Remoção			Tempo de remoção		Distância da remoção	
	Controle	Exclusão		Controle	Exclusão	Controle	Exclusão
Base Itamambuca (BI)	39,6%	30,7%	Média	115,7	124,9	6,3	6,2
			Erro padrão	65,0	58,6	4,8	4,4
Base Vargem Grande (VG)	22,8%	21,7%	Média	115,5	145,8	4,7	4,7
			Erro padrão	69,1	43,5	4,4	4,1

A análise de sobrevivência indicou diferenças significativas na taxa de remoção de sementes entre as áreas e as parcelas controle e de exclusão (Tabela 3). As maiores taxas de remoção foram observadas para a área com alta biomassa de mamíferos de médio-grande porte (BI), e em ambas as áreas o maior número de remoção ocorreu nas parcelas controle (Figura 1).

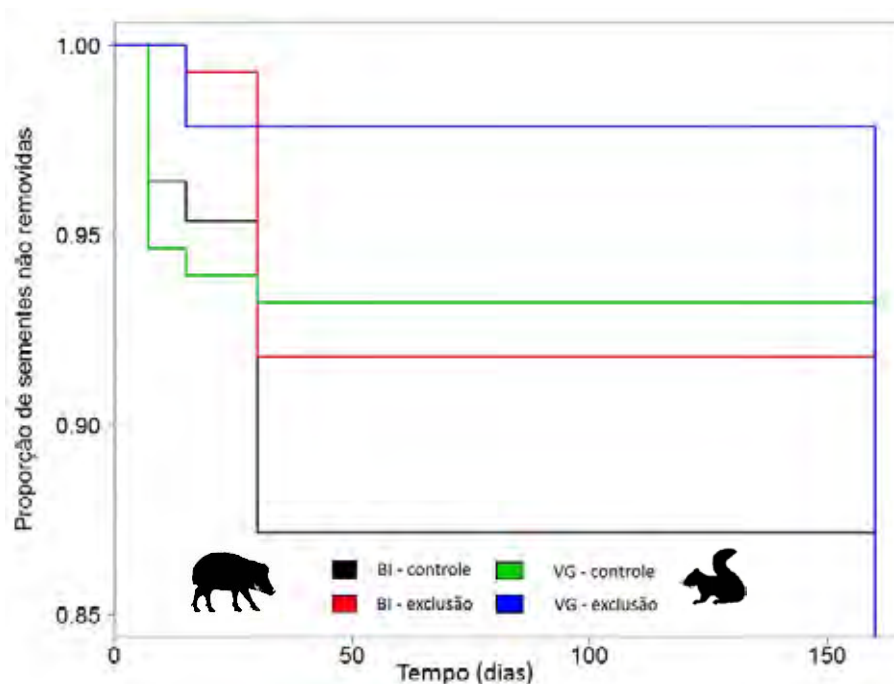


Figura 1 – Gráfico de remoção de sementes de *Attalea dubia*, dada pela proporção de sementes não removidas pelo tempo (dias) por tipo de parcela (exclusão e controle) das áreas amostrais: Base Itamambuca (BI) e Base Vargem Grande (VG).

Tabela 3 – Análise da remoção de sementes de *Attalea dubia* dada pelo teste de sobrevivência - Modelo Cox, em relação às parcelas controle e de exclusão, e áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).

	gl	χ^2	p
Área	1	23,4	<0,0001
Tipo de parcela	1	4,4	0,0362
Área:Tipo de parcela	1	1,2	0,2789

A distância média de remoção foi de 5,6 m, variando do 1 a 30 metros (valores médios da distância também são apresentados na Tabela 1), não havendo diferenças entre as áreas e nem entre os tipos de parcela (Tabela 4, Figura 2).

Tabela 4 – Sumário estatístico de modelos mistos (Mixed Effects Model) da distância da remoção de sementes de *Attalea dubia* em relação às parcelas controle e de exclusão e às áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).

	gl	F	p
Área	1; 296	1,7243	0,2033
Área:Tipo de parcela	1; 21	0,3679	0,6925

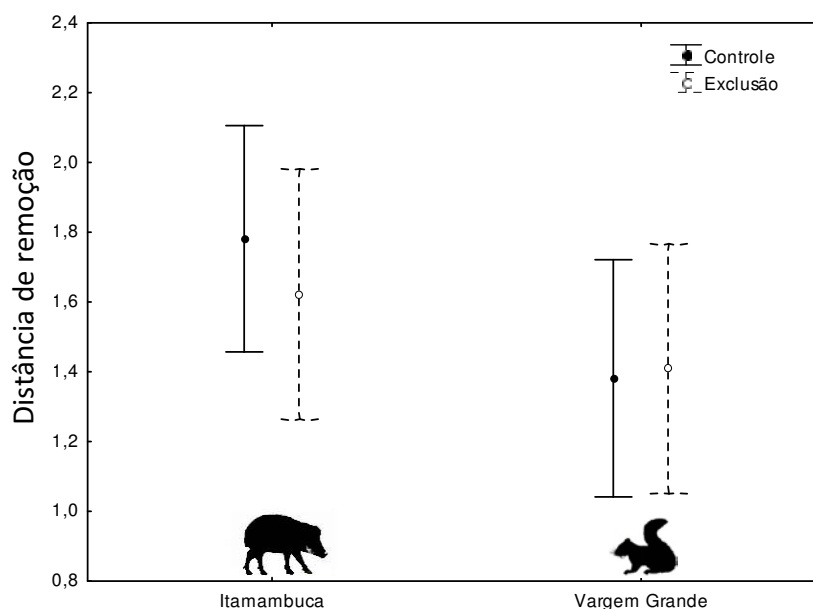


Figura 2 – Distância média de remoção de sementes de *Attalea dubia*, em cada tipo de parcela (exclusão e controle) e áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Base Itamambuca e Base Vargem Grande.

Para o destino das sementes de *A. dubia*, o número de sementes intactas ($n = 186$) foi o maior, seguido pelo número de sementes predadas ($n = 92$) e por último enterradas ($n = 44$), não havendo diferença significativa em relação às áreas amostrais e as parcelas de exclusão e controle (Tabela 5, Figura 3).

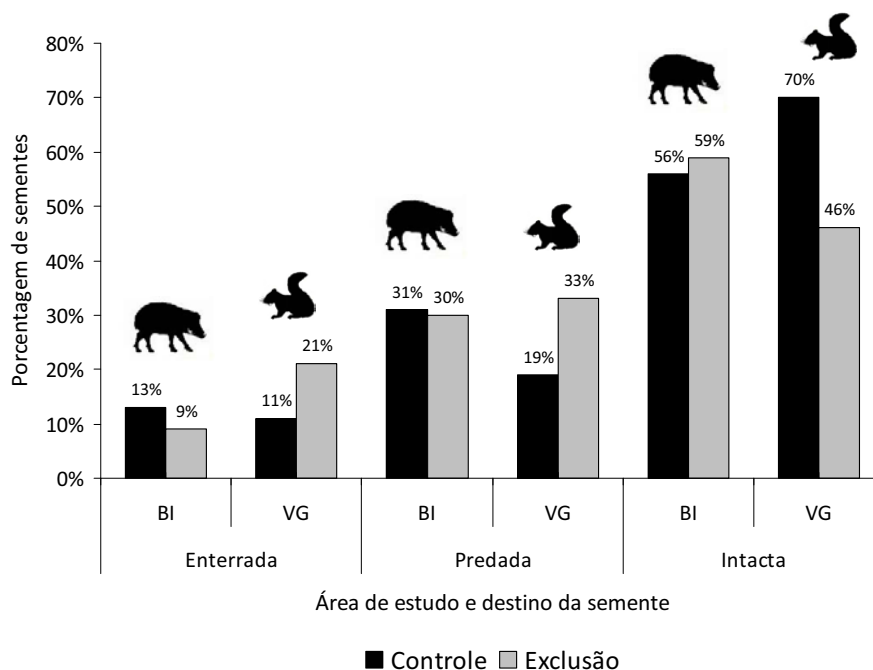


Figura 3 – Destino das sementes de *Attalea dubia* das parcelas controle e de exclusão e áreas amostrais do Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande.

Foram observadas diferenças significativas apenas entre as proporções dos destinos encontrados, sendo que o número de sementes predadas e enterradas foi inferior aos valores esperados (Tabela 5). Não foram constatadas diferenças entre a distância e o tempo de remoção ($r = 0,07$; $p = 0,1743$).

Tabela 5 – Sumário estatístico do modelo linear generalizado (General Linear Model) do destino das sementes de *Attalea dubia* por parcelas de controle e de exclusão e áreas amostrais (Base Itamambuca e Base Vargem Grande).

	gl	χ^2	p
Área	1	1,16	0,2814
Tipo de parcela	1	0,17	0,6801
Destino	2	7,01	0,0300
Área:Tipo de parcela	1	0,11	0,7401

A comparação entre a distância da remoção e o destino das sementes, indicou que a média da distância foi maior para as sementes predadas, seguidas pelas sementes enterradas e intactas. As diferenças foram significativas somente entre as distâncias médias das sementes predadas e intactas ($p = 0,0092$). As diferenças entre predadas e enterradas ($p = 0,728$) e enterradas e intactas ($p = 0,180$) não foram significativas (Figura 4).

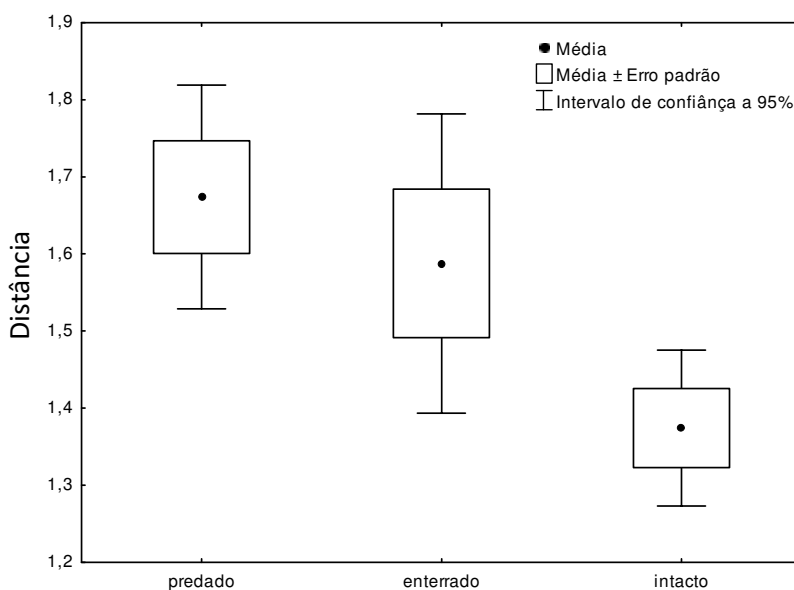


Figura 4 – Relação entre distância e destino da semente de *Attalea dubia*, no Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar: Itamambuca e Vargem Grande.

Os trajetos percorridos no momento da dispersão de algumas sementes, com passagem por cima e por entre as telas das parcelas de exclusão, deposição em troncos e copas de árvores (com até mais de 20 m de altura), bem como as características das marcas de predação encontradas em algumas sementes de *A. dubia* avaliadas durante o experimento, confirmam apenas o serelepe *Sciurus aestuans* como agente dispersor e predador.

DISCUSSÃO

As taxas de remoção de sementes de *A. dubia* foram baixas em ambos os tipos de parcelas (controle e exclusão) e áreas (28,7% de remoção total após 160 dias de monitoramento), quando comparadas aos valores observados para outras espécies de palmeiras com frutos de grande tamanho. Galetti et al. (2006), por exemplo, em estudo similar realizado com sementes de *Astrocaryum aculeatissimum* em Floresta Atlântica, obtiveram taxas médias de remoção de 49% após 30 dias de monitoramento. Almeida & Galetti (2007), no Cerrado brasileiro, obtiveram 97% de remoção de sementes de *Attalea geraensis* após 20 dias. Jorge e Howe (2009), em áreas fragmentadas e contínuas da Floresta Amazônica brasileira, obtiveram 65% de remoção de sementes de *Astrocaryum aculeatum* após 20-30 dias. Forget et al. (1994), na Ilha de Barro Colorado - Panamá, alcançaram 100% de remoção de sementes de *Attalea butyraceae* após sete

dias de experimento, e Beckman & Muller-Landau (2007), na mesma localidade, uma taxa de remoção de sementes da palmeira *Oenocarpus mapora* de cerca de 84% em área com pouca ação de caçadores, e de quase 24% em áreas mais frequentemente caçadas, em 90 dias de monitoramento.

Para *A. dubia*, em particular, Steffler et al. (2008) não obtiveram nenhuma remoção após sete dias de experimentos conduzidos em uma ilha da Floresta Atlântica, no sul do estado de São Paulo. Em princípio, esse resultado poderia ser atribuído à raridade local do serelepe *Sciurus aestuans*, todavia, a cutia *Dasyprocta leporina* (agente potencial) destaca-se como um dos mamíferos mais comuns na ilha (Bernardo & Galetti 2004). A remoção, nesse caso, pode não ter sido diagnosticada em decorrência do curto tempo de experimentação.

As semelhanças entre as taxas de remoção obtidas para as parcelas controle e exclusão de VG, indicam os pequenos mamíferos como principais agentes dispersores de *A. dubia*. Embora a remoção em BI tenha sido maior nos controles, sugerindo a ação de animais de maior porte, os valores observados para a exclusão (altos em comparação com VG) reforçam a participação dos pequenos mamíferos no processo.

De maneira similar, as curtas distâncias de remoção observadas reforçam a participação no experimento de animais de pequeno porte. Para as parcelas controle, em particular, é necessária outra abordagem. As distâncias médias (BI = 6,3 m e VG = 4,7 m) registradas não descartam a participação da cutia *Dasyprocta leporina*, visto que suas dispersões são feitas principalmente entorno de 5 m de distância (Forget 1990, 1992, Peres & Baider 1997, Pimentel & Tabarelli 2004, Silva & Tabarelli 2001, Jorge & Howe 2009).

No que se refere ao destino das sementes removidas, a maior proporção foi deixada intacta, não havendo relação com o tipo de parcela, áreas amostrais e tempo de exposição. Esse processo se repetiu nos experimentos realizados por Galetti et al. (2006) com *A. aculeatissimum* em diversas áreas de Floresta Atlântica, com diferentes níveis de defaunação, onde embora o valor de predadas e enterradas variaram, a porcentagem de sementes intactas foi sempre a maior. Tais resultados sugerem que para essas espécies de palmeiras, o componente qualitativo da dispersão de sementes (= destino) não apresenta padrão de alterações em relação à defaunação.

A relação significativa entre distância e destino das sementes, com as menores distâncias para as intactas, sugere abandono prematuro. Segundo Forget & Wenny (2002), o método de carretel facilita o encontro das sementes dispersas, mas com alguns inconvenientes, como a quebra da linha e o abandono da semente pelo animal quando a linha enrosca na vegetação. O método de

carretel utilizado neste estudo pode ser considerado eficiente quanto ao primeiro ponto, uma vez que menos de 2% das sementes dispersas foram perdidas devido à quebra da linha.

Características da dispersão, como trajetos, distâncias e marcas de predação, confirmaram o serelepe como o principal agente dispersor e predador de sementes de *A. dubia*. Dentre os pequenos roedores potencialmente dispersores de grandes sementes de palmeiras e com registro confirmado para área de estudo (Rocha-Mendes et al. in prep.), destaca-se o rato-de-espinho *Trinomys iheringi* (Galetti et al. 2006, Donatti et al. 2009) e o rato-do-mato *Euryoryzomus russatus*. Há de se observar, contudo, que não há relatos de consumo de *A. dubia* por nenhuma dessas espécies, mesmo em experimentos laboratoriais envolvendo a oferta de sementes (L. Galbiati, dados não publicados).

Em análise aos dados disponíveis para a Floresta Atlântica, há marcada variação nas taxas de remoção de sementes de acordo com: a espécie de planta, a abundância de potenciais agentes dispersores, o tempo de experimentação, e o tipo de oferta (frutos intactos ou sementes despulpadas). De maneira geral, *A. aculeatissimum* possui uma maior gama de agentes dispersores que *A. dubia* e maiores taxas de remoção em um menor período de tempo. Outra diferença entre essas duas palmeiras são as menores taxas de remoção de *A. aculeatissimum* em áreas mais defaunadas - condição justificada pelo fato do seu principal agente dispersor, a cutia *Dasyprocta* spp., ser uma espécie de interesse cinegético bastante afetada pela caça (Donatti et al. 2009, Galetti et al. 2009). Para *A. dubia*, o mesmo não se aplica. Até o momento, as observações indicam que o serelepe não demonstra sofrer com a pressão de caça na Floresta Atlântica (Cullen Jr. et al. 2000, Galetti et al. 2009). Ou seja, o fato da maior taxa de remoção das sementes ocorrer na área com maior abundância de grandes herbívoros, não deve ser interpretado como consequência direta e/ou exclusiva da defaunação.

De acordo com suas características biológicas e morfológicas, as palmeiras possuem diferentes graus de vulnerabilidade à extinção (Andreazzi et al. 2009). Muitas espécies de *Attalea* persistem em fragmentos pequenos e altamente defaunados (Souza & Martins 2004,) e algumas delas possuem reprodução vegetativa e são resistentes ao fogo (Henderson et al. 1995, Souza & Martins 2004, Almeida & Galetti 2007). *Attalea dubia*, em particular, parece ser uma planta comum em formações secundárias de Floresta Atlântica (Lorenzi 2002, Paula et al. 2004, Bastos-Neto & Fisch 2007), e os dados indicam que essa palmeira, aparentemente, não possui gargalo demográfico devido à perda de dispersores, visto que seu principal dispersor, o serelepe, não é afetado pela fragmentação ou caça (Cullen Jr. et al. 2000, Galetti et al. 2009). Portanto, a discussão de que palmeiras com sementes grandes são afetadas pela defaunação ou fragmentação, não é corroborada com por esse estudo com *Attalea dubia*.

LITERATURA CITADA

- Almeida, L.B. & Galetti, M. 2007. Seed dispersal and spacial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in Southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32(2):180-197.
- Andreazzi, C.S.; Pires, A.S. & Fernadez, F.A.S. 2009. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):554-574.
- Asquith, N.; Terborgh J.; Arnold, A. & Riveros, C. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology* 15(2):229-235.
- Bastos-Neto, A.T. & Fisch, S.T.V. 2007. Comunidade de palmeiras no entorno de escorregamentos no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia, SP. *Revista Ambiente & Água* 2(2):21-32.
- Beckman, N. & Muller-Landau, H.C. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation, primary dispersal and secondary seed removal of two tropical tree species. *Biotropica* 39(3):328-339.
- Bernardo, C.S.S. & Galetti, M. 2004. As populações de aves e mamíferos cinegéticos são viáveis no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil?, p. 144-152. In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. PBPN/Rede Pro-UC, Curitiba.
- Cox, D.R. 1972. Regression models and life tables. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)* 34(2):187-220.
- Cullen, L. Jr.; Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95(1):49-56.
- Donatti, C.I.; Guimarães Jr., P.R. & Galetti, M. 2009. Seed dispersal and predation in the endemic Atlantic rainforest palm *Astrocaryum aculeatissimum* across a gradient of seed disperser abundance. *Ecological Research* 24(6):1187-1195.
- Eisenberg, J.F. & Rerdford, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics. V. 3.: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.
- Forget, P.; Munoz, E. & Leigh Jr., E.G. 1994. Predation by rodents and bruchid beetles on seeds of *Scheelea* palms on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 26(4):420-426.
- Forget P.M. 1992. Seed-removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). *Biotropica* 24(3):408-414.
- Forget, P. 1990. Seed-dispersal of *Vouacapoua americana* Aublet (Caesalpinaceae) by caviomorph rodents. *Journal of Tropical Ecology* 6(4):459-468.
- Forget, P. 1996. Removal of seeds of *Carapa procera* (Meliaceae) by rodents and their fate in rainforest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 12(6):751-761.
- Forget, P.M. & Wenny, D. 2002. How to elucidate seed fate? A review of methods used to study seed removal and secondary seed removal, p. 379-393. In: P.M. Forget; J.E. Lambert; P.E. Hulme & S.B. Vander Wall (Eds.). *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*. CABI Publishing, Oxfordshire, Cambridge.
- Fragoso, J.M.; Silvius, L.M. & Correa, J.A. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival end aggregates tropical trees. *Ecology* 84(8):1998-2006.

- Galetti, M.; Zipparro, V. & Morellato, P.C. 1999. Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica* 5(1):115-122.
- Galetti, M. & Aleixo, A. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 35(2):286-293.
- Galetti, M.; Donatti, C.I.; Pires, A.S.; Guimarães Jr., P.R. & Jordano, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of Linnean Society* 151(1):141-149.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C. E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142(6):1229-1241.
- Guariguata, M.R.; Rosales, A.J.J. & Finegan, B. 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forests with contrasting protection levels. *Conservation Biology* 14(4):1046-1054.
- Henderson, A.J.; Galeano, G. & Bernal, R. 1995. *Field Guide to the palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton.
- Instituto Florestal. 2006. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar*.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104(940):501-528.
- Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M.A. & Silva, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação, p. 411-436. In: C.F.D. Rocha; H.G. Bergallo; M.V. Sluys & M.A.S. Alves (Eds.). *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo.
- Jorge, M.L.S.P. & Howe, H.F. 2009. Can Forest fragmentation disrupt a conditional mutualism? A case from central Amazon. *Oecologia* 161(4):709-718.
- Lorenzi, H. 2002. *Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. 2 ed. Nova Odessa, São Paulo.
- Paula, A.; Silva, A. F.; Marco-Júnior, P.; Santos, F. A. M. & Souza, A. L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 18(3):407-423.
- Peres, C.A. 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian Terra Firme Forest. *Biotropica* 26(3):285-294.
- Peres, C.A. & Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13(4):595-616.
- Pimentel, D.D. & Tabarelli, M. 2004. Seed Dispersal of the Palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36(1):74-84.
- Rocha-Mendes, F.; Neves, C.L.; Nobre, R.A.; Marques, R.M. & Galetti, M. in prep. Mamíferos não voadores do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil.
- Silva, M.G. & Tabarelli, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22(5-6):259-268.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York.

- Souza, A.F. & Martins, F.R. 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13(9):1611–1632.
- Steffler, C.E.; Donatti, C.I. & Galetti, M. 2008. Seed predation of *Attalea dubia* (Arecaceae) in an Island in the Atlantic Rainforest of Brazil. *Palms* 52(3):133-140.
- Terborgh, J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests, p. 371-384. In: A. Estrada & T.H. Fleming (Eds.). *Frugivores and seed dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N.C.A.; Valverde, F.H.C.; Alvarez, P.; Swamy, V.; Pringle, E.G. & Paine, C.E.T. 2008. Tree Recruitment in an Empty Forest. *Ecology* 89(6):1757-1768.
- Wright, S.J. & Duber, H.C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33(4):583-595.
- Wright, S.J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):73-86.
- Wright, S.J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M.M.; Moreno, M.C. & Ibañez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239.
- Zona, S. & Henderson, A. 1989. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana* 11:6-21.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos últimos anos, uma série de trabalhos avaliou os efeitos da defaunação na dispersão e recrutamento de espécies de plantas, sendo que a maioria deles foi realizada em florestas tropicais do norte da América do Sul e na América Central. Para a Floresta Atlântica, que possui cerca 18% da sua mastofauna ameaçada de extinção e com muitas populações animais ocorrendo em baixíssimas densidades, a compreensão sobre o papel dos mamíferos na estrutura e composição da vegetação é limitada.

De maneira geral, os resultados dos estudos têm sido bastante discrepantes, não apresentando ainda um padrão sobre quais são as consequências da defaunação na comunidade vegetal. No entanto, hipóteses podem e estão sendo lançadas em relação à exclusão e/ou extinção ecológica de algumas espécies consideradas chave na estruturação da vegetação, comparando-se áreas com diferentes níveis de defaunação.

Utilizando duas áreas próximas, mas com marcadas diferenças entre abundâncias de algumas espécies de mamíferos, principalmente do queixada *Tayassu pecari*, o presente estudo investigou aspectos da dinâmica florestal resultantes da interação mamíferos-plantas, por meio de experimentos e amostragens de campo. Os resultados nem sempre confirmaram as hipóteses lançadas, trazendo, por vezes, indagações sobre a importância da avaliação de outros aspectos para melhor compreensão dos processos analisados.

Este estudo conclui em seu Capítulo I, que mesmo dentro de uma unidade de conservação, as comunidades de mamíferos podem apresentar variações consideráveis. Outro aspecto de destaque, é que nem a riqueza de espécies, nem a abundância total dos mamíferos, devem ser utilizadas isoladamente como medidas a determinar o estado de conservação de uma área – sequer as características da comunidade. A avaliação por classes de peso e/ou biomassa são mais indicadas no contexto, visto que a variação entre as classes pode refletir parâmetros ecológicos distintos, como, por exemplo, superpopulação de meso-predadores.

No Capítulo II, que avaliou se as diferenças nas abundâncias de algumas espécies de mamíferos teriam efeitos significativos sobre parâmetros da comunidade vegetal, ficou claro haver menor intensidade de pisoteio e maior biomassa de plântulas na área mais defaunada. Ademais, destacou-se a importância da avaliação das características de microhabitat em estudos desta natureza, pois elas podem influenciar, de maneira direta ou indireta, os resultados obtidos.

As análises realizadas no Capítulo III, em relação às interações de duas espécies de extrema importância, o *T. pecari* (queixada) e o *Euterpe edulis* (palmito), revelaram que, muito embora exista a ação do queixada em aspectos da dinâmica populacional do palmito, dentro do espaço e tempo amostral avaliados, os resultados não indicam consequências drásticas em relação à abundância desse ungulado sobre a comunidade de palmito.

Resultado semelhante foi obtido no Capítulo IV, que buscou avaliar as diferenças no sistema de dispersão das sementes de grande porte de uma espécie de palmeira (*Attalea dubia*). Embora maiores taxas de remoção tenham sido detectadas na área menos defaunada em potenciais agentes dispersores, o principal dispersor das sementes foi o serelepe (*Sciurus aestuans*), espécie que não demonstra sofrer com a pressão de caça na Floresta Atlântica. Ou seja, o fato da maior taxa de remoção das sementes ocorrer na área com maior abundância de mamíferos de médio e grande porte, não deve ser interpretado como consequência direta e/ou exclusiva da defaunação.

Foi comprovado que a fauna de mamíferos mantém uma estreita relação com diversos aspectos de sua comunidade vegetal, de maneira que algumas consequências da defaunação puderam ser percebidas em menos de dois anos de avaliação. O conjunto de dados deve ser considerado como um importante passo na etapa do conhecimento dos efeitos da perda de espécie sobre a dinâmica da Floresta Atlântica e deve ser utilizado como base para o delineamento de novas pesquisas, principalmente de médio e longo prazo, e que incluam também as características genéticas das populações animais e vegetais.