

---

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(ZOOLOGIA)

---

DEFAUNAÇÃO E EFEITOS-CASCATA SOBRE A DIVERSIDADE VEGETAL EM  
UMA ILHA “SEMI-DEFAUNADA” NA FLORESTA ATLÂNTICA

LUANA HORTENCI

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Agosto - 2012

591.5 Hortenci, Luana  
H822d Defaunação e efeitos-cascata sobre a ilha  
“semi-defaunada” na Floresta Atlântica diversidade vegetal  
em umca / Luana Hortenci. - Rio Claro : [s.n.], 2012  
74 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,  
Instituto de Biociências de Rio Claro  
Orientador: Mauro Galetti  
Co-Orientador: Tadeu Siqueira

1. Ecologia animal. 2. Florestas vazias. 3. Caça. 4.  
Tayassu pecari. 5. Herbivoria. 6. Tratamento de exclusão. I.  
Título.

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

*"There is pleasure in the pathless woods  
There is a rapture on the lonely shore;  
There is society, where none intrudes,  
By the deep sea, and music in its roar:  
I love not Man the less, but Nature more..."*

LORD BYRON

## AGRADECIMENTOS

É muito difícil chegar ao final de um trabalho sem nomear algumas pessoas, sem as quais nada disso seria possível. Em primeiro lugar, agradeço ao Prof. Mauro Galetti, pelo entusiasmo com que sempre tratou este trabalho, pelo suporte científico e por todas as oportunidades que me ofereceu (que não foram poucas). Com certeza tudo isso fez de mim uma verdadeira pesquisadora.

Também agradeço ao Prof. Tadeu Siqueira que, mesmo antes de ser meu co-orientador, teve toda a paciência em me explicar conceitos, sugerir análises, recomendar leituras e me ajudar com toda a parte estatística. Da mesma forma, agradeço ao Prof. Pedro Jordano e Roger Guevara pela ajuda com a estatística e por diversas sugestões; e ao Abraão B. Leite, Carlos Brocardo, Pavel Dodonov e Wagner Chiba, que sempre me socorreram com as minhas dúvidas estatísticas.

À Capes pela concessão da bolsa de mestrado, ao programa BIOTA FAPESP (2007/03392-6) pelo suporte financeiro do projeto e ao programa de pós-graduação da UNESP Rio Claro e todos os seus funcionários pelo apoio logístico. Não poderia me esquecer dos colegas de pós-graduação: obrigada pela amizade e companheirismo durante esses dois anos.

Ao Thiago Borges Conforti, então gestor do Parque Estadual Ilha do Cardoso, e a todos os outros funcionários pelo apoio e pela amizade; e a todos os guarda-parques que por tantas vezes me socorreram e literalmente me escoltaram na mata.

A todo o povo da Ilha do Cardoso e Cananéia, sem os quais eu pouco teria crescido como pessoa, em especial ao Ilso, Juninho, Leandro, Sérgio, Adriano, Tiago. Também agradeço pelas incontáveis aberturas de trilhas, marcação de parcelas, verificação de armadilhas fotográficas e pelas boas risadas em campo. Ao Cláudio Bernardo, por todo o suporte inicial e ao Selmo Bernardo pela identificação das plântulas.

A todos os que me ajudaram em campo: Sérgio Nazareth, Horácio Ramalho Neto, Carlos Rodrigo Brocardo, Gabriela Schmaedecke, Rubiane Brandolim, Eveline Silva, Lígia Amoroso Galbiati, Rafael Souza, Pavel Dodonov, Julia Rocca, Tamissa Godoi, Matheus Vergne, Diego Shimizu, Luciano Moreira, Fábio Martins Labecca, Diego Hortenci, Natália Stefanini da Silveira e Leonardo Cancian.

Ao Sérgio Nazareth e ao Carlos Sanches pelas corridas até Cananéia, tornando minhas viagens mais divertidas.

A todos os colegas do Labic e amigos que me ajudaram com a preparação de material, leitura do manuscrito, correção do inglês, dúvidas estatísticas e por me fazerem rir nas nossas festinhas comemorativas dentro e fora do laboratório: Gabriela Schmaedecke, Rubiane Brandolim, Eveline Silva, Raisal Rodarte, Carlos Brocardo, José Moreira, Abraão Leite, Cibele Biondo, Valesca B. Ziparro, Alexandra Sanches, Fábio Labacca, Mariana Sayuri Tanaka Gotardi, Emilie Bovy, Marion Boutefeu, Laurence Cullot, Maria Luisa da Silva Pinto Jorge.

A minhas amigas e companheiras de casa: Gabriela Schmaedecke, Mariana Bissoli de Moraes, Xênia Moreira Lopes, Ariadne Fares Sabbag e Thaysa Merfa. Sem vocês, meus dias em Rio Claro não seriam tão divertidos. Também não posso me esquecer das novas moradoras, que por tantas vezes me abrigaram em Rio Claro: Natália Stefanini da Silveira, Gabriela Schmaedecke, Eveline Silva e Fernanda Alcântara.

De modo geral, agradeço a todos os meus amigos que sempre me incentivaram de forma tão carinhosa e sorridente: Vivi, Carol, Clara, Luiz Fernando, Ariadne, Xênia, Priscila, Pavel, Wagner (pela ajuda com os mapas também), Eduardo, Horácio, Aline, Arislaine, Samira, entre tantos...

Mas sem dúvida, de modo especial, agradeço à minha família: Marco, Fátima, Diego, Giovanna e Freud. Tenho certeza que o carinho, incentivo e até a mão de obra ‘barata’ que eles me proporcionaram me tornou uma pessoa mais motivada e satisfeita com meu trabalho.

## SUMÁRIO

	Página
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Tabelas.....	ix
RESUMO GERAL.....	10
Abstract.....	11
CAPÍTULO I - Densidade, abundância e biomassa de mamíferos na Ilha do Cardoso.....	12
Resumo.....	13
Abstract.....	14
Introdução.....	15
Material e Métodos.....	16
Área de Estudo.....	16
Coleta de Dados.....	17
Análises de Dados.....	19
Resultados.....	21
Discussão.....	27
Bibliografia Citada.....	32
CAPÍTULO II - Grandes mamíferos aumentam a diversidade vegetal em uma ilha de floresta tropical.....	37
Resumo.....	38
Abstract.....	39
Introdução.....	40
Material e Métodos.....	41
Área de Estudo.....	41
Desenho Amostral.....	41
Análises Estatísticas.....	44
Resultados.....	46
Discussão.....	52
Bibliografia Citada.....	57
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
Anexos.....	62

Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 1: A: <i>Leopardus tigrinus</i> B: <i>Leopardus pardalis</i> .....	63
Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 2: A: <i>Puma yagouaroundi</i> , B: <i>Puma concolor</i> .....	64
Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 3: A: <i>Eira barbara</i> , B: <i>Tamanua tetradactyla</i> .....	65
Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 4: A: <i>Mazama americana</i> , B: <i>Tayassu pecari</i> .....	66
Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 5: A: <i>Didelphis aurita</i> , B: <i>Dasyprocta leporina</i> .....	67
Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 6: <i>Cerdocyon thous</i> .....	68
Anexo 2. Vista frontal da parcela de exclusão no PEIC, aberta na porção superior, permitindo a entrada de luz solar, chuva de sementes e impedindo a acumulação de folhas caídas.....	69
Anexo 3. Plântulas artificiais nas parcelas fechadas / abertas no PEIC.....	70
Anexo 4: Espécies e morfoespécies de plântulas amostradas nas unidades amostrais no PEIC e suas respectivas famílias.....	71
Anexo 5: Densidade média de plântulas amostradas em cada parcela (abertas e fechadas), ao longo dos meses de amostragem no PEIC.....	73
Anexo 6: Palmitos jovens ( <i>Euterpe edulis</i> ) predados por queixadas ( <i>Tayassu pecari</i> ).....	74

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

Figura 1: Mapa do PEIC e localização das trilhas amostradas por censo e armadilhas fotográficas: a) Trilha do Poço das Antas, b) Trilha da Serra, que apresenta uma curva de nível por causa do relevo montanhoso na região, c) Trilha dos Índios, d) Trilha Rio-Restinga.....19

Figura 2: Curva de acumulação de espécies registradas em armadilhas fotográficas (+ desvio padrão) no PEIC durante o período de estudo, expressa em espécies por registros. Aqui registros são as capturas individuais (por espécie).....27

### CAPÍTULO II

Figura 1: Distribuição dos pares de parcelas ao longo de duas trilhas pré-existentes no PEIC. Os números de um a seis correspondem aos pares de parcelas localizadas na trilha do Poço das Antas; os números de sete a 15 estão localizadas na Trilha da Serra.....42

Figura 2: A - Parcelas Fechada e B - Parcela Aberta, distantes cerca de cinco metros entre si, com seus respectivos quadrantes onde foram realizados os experimentos de pisoteio de plântulas artificiais e sobrevivência de plântulas naturais.....43

Figura 3: Danos médios causados por mamíferos nas plântulas artificiais ( $\pm$  erro padrão) nas parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo, aqui expressos em porcentagem de pisoteio.....46

Figura 4: Diferenças na riqueza de espécies de plantas entre parcelas abertas e fechadas ( $\pm$  erro padrão) ao longo dos meses de estudo.....48

Figura 5: Diferenças na abundância de espécies ( $\pm$  erro padrão) entre parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo.....49

Figura 6: Diferenças entre parcelas abertas e fechadas na abundância da espécie dominante, *Euterpe edulis* ( $\pm$  erro padrão) ao longo dos meses de estudo.....50

Figura 7: Diferenças na diversidade de espécies (índice de Shannon -  $H'$ ) ( $\pm$  erro padrão) entre parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo.....51

Figura 8: Diversidade  $\beta$  (medida aqui como a distância do centróide) das plantas regenerantes ao longo do tempo no PEIC (( $\blackspadesuit$ ) parcelas fechadas e ( $\spadesuit$ ) parcelas abertas).....52

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

Tabela 1: Mamíferos registrados no PEIC entre julho de 2010 e agosto de 2011, suas respectivas massas corporais médias e o tipo de registro. (A=Avistamento eventual [fora do censo]; C=Censo; F=Armadilhas fotográficas; V=Vestígios [pegadas, fezes, carcaça, vocalização]).....22

Tabela 2: Número de encontros com mamíferos, número de indivíduos avistados, tamanho médio de grupos, taxa de encontro (*Te*) e abundância relativa (*Ar*) das espécies avistadas no censo.....24

Tabela 3: Densidades dos mamíferos e dados relacionados, obtidos através do censo. Os valores de GOF-Chi-p AIC são os obtidos para o melhor modelo no programa Distance®. (D = densidade; IC = Intervalo de Confiança da densidade; D-CV = Coeficiente de Variação da Densidade).....24

Tabela 4: Avistamentos obtidos no censo realizado neste estudo comparado com Bernardo (2004).....25

Tabela 5: Espécies capturadas em armadilhas fotográficas, número de capturas independentes (a cada 24 horas) e abundância relativa ([capturas independentes/esforço] x 100).....26

Tabela 6: Dieta e grau de ameaça dos mamíferos registrados no PEIC (baseado em Bressan *et al.* 2009, Paglia *et al.* 2012, Keuroghlian *et al.* 2012). (Ca – Carnívoro; Fr – Frugívoro; Fo – Folívoro; Gr – Granívoro; Hb – Herbívoro pastador; In – Insetívoro; Myr – Mirmecófago; On – Onívoro).....30

## RESUMO GERAL

As densidades de mamíferos dependem de diversos fatores, dentre os quais a fragmentação do hábitat. Contudo, mesmo em áreas contínuas, os mamíferos sofrem com outro fator antrópico modificador de suas densidades, a caça. O grande problema da caça é que diminui de modo diferencial algumas populações de mamíferos, colocando em risco as interações animal-planta. Isso interfere na dinâmica florestal, e assim na ‘saúde’ do ecossistema. Esta Dissertação de Mestrado foi dividida em dois capítulos: no Capítulo I (“Densidade, abundância e biomassa de mamíferos de médio e grande porte na Ilha do Cardoso”), buscou-se verificar qual é o estado de conservação da comunidade de mamíferos do Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), uma área contínua de floresta na floresta tropical”, pretendeu-se entender os processos desencadeados pela ausência do maior mamífero herbívoro existente no PEIC, as queixadas, ainda pouco estudados, principalmente na floresta Atlântica. Com dados coletados entre abril de 2010 e novembro de 2011 por meio de duas das metodologias mais utilizadas para grandes mamíferos (censo por transecções lineares e armadilhamento fotográfico), ficou claro que a população destes animais ainda apresenta-se bastante preservada, apesar da extinção da anta (*Tapirus terrestris*) e da onça-pintada (*Panthera onca*) (Capítulo I). Isso coloca o PEIC como uma importante área para conservação de espécies de mamíferos no estado de São Paulo. Através da comparação entre parcelas abertas e fechadas, através da defaunação simulada, ficou clara a importância de grandes mamíferos herbívoros como influentes pisoteadores e modificadores da diversidade ao longo do tempo. Analisando apenas a diversidade local de plantas ( $H'$ ), estes mamíferos podem ser considerados destrutivos. Contudo, quando se observa em uma maior escala, é possível ver a influência positiva que queixadas (maior e mais abundante mamífero herbívoro do PEIC) possuem sobre a comunidade vegetal. É importante contextualizar que este estudo faz parte de um estudo mais amplo (Projeto BIOTA – FAPESP 2007/03392-6).

**PALAVRAS CHAVE:** Florestas vazias, caça, *Tayassu pecari*, herbivoria, tratamento de exclusão

## ABSTRACT

Densities of mammals depend on many factors, and fragmentation is among them. However, even in continuous areas, mammals suffer with other anthropogenic factor that modifies their densities, the hunting. The major problem is that hunting reduces some mammal populations differentially, endangering the animal-plant interactions. This interferes on forest dynamics, placing in risk the 'health' of the ecosystem. This Master thesis was divided into two chapters: in the Chapter I (Density, abundance and biomass of large mammals in Ilha do Cardoso), we attempted to verify the conservation status of the mammal community of Ilha do Cardoso State Park (PEIC), a continuous area of Atlantic forest, in Chapter II (“Large mammals increase plant diversity on an island of rainforest”), we tried to understand the processes caused by the absence of the largest herbivorous mammals in PEIC, poorly studied mainly in the Atlantic forest. With data collected between April 2010 and November 2011 by two of the most common methodologies for large mammals (linear transect and camera trapping), it became clear that the population of these animals still is a rather preserved, despite the extinction of the tapir (*Tapirus terrestris*) and jaguar (*Panthera onca*) (Chapter I). This places the PEIC as an important area for conservation of mammal species in Sao Paulo State. The comparison between open and closed portions, by simulated defaunation showed a clear importance of herbivorous mammals as great influence on trampling and on diversity over time. Given only local plant diversity ( $H'$ ), these mammals can be considered destructive. However, when looking at a larger scale, it could be possible to see the positive influence of white-lipped peccary (the largest and the most abundant herbivorous mammal of the PEIC) have on the plant community. It is important to contextualize that this study is part of a larger study (Project BIOTA - FAPESP 2007/03392-6).

**KEY WORDS:** Empty forests, hunting, *Tayassu pecari*, herbivory, exclusion plots

## **CAPÍTULO I**

Densidade, abundância e biomassa de mamíferos de médio e grande porte na  
Ilha do Cardoso

## **Densidade, abundância e biomassa de mamíferos de médio e grande porte na Ilha do Cardoso**

**RESUMO.** As densidades de mamíferos dependem de diversos fatores: energéticos, naturais ou antrópicos. Estes últimos são apontados como fator diferencial da perda de algumas espécies, por meio da caça ou perda de hábitat. Contudo, muitas vezes é difícil prever padrões de alterações provocados pela caça quando a paisagem já está altamente alterada por fragmentação; nesse caso, o estudo em áreas contínuas pode ser uma alternativa com menor viés. A fim de determinar a ‘saúde’ das populações de mamíferos de maior porte, este estudo amostrou uma área contínua de Floresta Atlântica através de duas metodologias mais utilizadas para grandes mamíferos: censo por transecções lineares e uso de armadilhas fotográficas. Os resultados indicaram alta abundância de carnívoros e a espécie *Tayassu pecari* apresentou a maior densidade dentre os mamíferos registrados. Isso coloca o Parque Estadual Ilha do Cardoso como uma importante área para preservação de espécies de mamíferos de médio e grande porte no estado de São Paulo.

**PALAVRAS-CHAVE:** *Tayassu pecari*, censo, armadilhas fotográficas, defaunação, Mata Atlântica

## **Density, abundance and biomass of large and medium sized mammals in Cardoso Island**

**RESUMO.** Densities of mammals depend on many factors: energetic, natural or anthropogenic. Anthropogenic factors are identified as responsible for the differential loss of some species, by fragmentation or hunting. However, it is often difficult to predict patterns of changes caused by hunting when the landscape is already highly modified by fragmentation. In this case, studies on continuous areas may be an alternative with less bias. In order to determine the 'health' of populations of large mammals, this study sampled a continuous area of Atlantic Forest through two most used methodologies for large mammals: line transect census and camera traps. The results showed high abundance of carnivorous and *Tayassu pecari* presenting the highest density recorded among mammals. This fact places the Cardoso Island State Park as an important area for conservation of mammals' species in the state of Sao Paulo.

**KEY WORDS:** *Tayassu pecari*, line transect, camera traps, defaunation, Atlantic forest

## INTRODUÇÃO

As densidades de mamíferos dependem de diversos fatores como os energéticos (massa corpórea e nível trófico ocupado pela espécie) (Damuth 1981, Robinson & Redford 1986), os naturais (clima, relevo, vegetação, produtividade primária) (Stevenson 2001, Galetti *et al.* 2009) e os antrópicos (perda de hábitat, caça) (Cullen *et al.* 2000, Peres 2000, Forget & Jansen 2007, Michalski & Peres 2007, Galetti *et al.* 2009, Endo *et al.* 2010).

Os fatores antrópicos, como a perda de hábitat e a caça podem diminuir de modo diferenciado as densidades de algumas espécies de mamíferos, sendo que as de maior porte sofrem mais ameaças do que as de menor porte (Kumara & Singh 2004, Cardillo *et al.* 2005, Metzger *et al.* 2009). As espécies consideradas cinegéticas são as primeiras a desaparecer: primatas, ungulados, como queixadas, catetos, veados e antas, e grandes roedores como paca e capivara (Redford 1992, Fa *et al.* 2002).

Contudo, muito além da preocupação direta com a ausência das espécies de grandes mamíferos extirpadas por caça ou perda de hábitat, está a preocupação da extinção dos serviços ecológicos por elas prestados (Harrison 2011). As variações nas densidades das populações de mamíferos podem causar modificações na estrutura vegetal, causando rupturas em processos de frugivoria, dispersão e predação de sementes (Beck 2006, Beckman & Muller-Landau 2007, Paine & Beck 2007, Lehouck *et al.* 2009). Sendo assim, apesar das dificuldades dos estudos com populações de grandes mamíferos por estas serem crípticas, viverem em baixas abundâncias e hábitats muito heterogêneos em extensas áreas (Norris *et al.* 2011), variações de densidade nas populações de mamíferos devem ser conhecidas e muito bem estudadas, pois auxiliam a previsão de padrões e, desse modo, podem direcionar esforços para conservação (Galetti *et al.* 2009).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo, com menos de 12% de sua cobertura original, altamente fragmentado e com baixa conectividade entre os fragmentos (Metzger 2009, Ribeiro *et al.* 2009). Diante desta realidade, a maioria dos estudos com mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica priorizam áreas fragmentadas e antropizadas (Chiarello 1999, 2000, Cullen *et al.* 2000, Dotta & Verdade 2011, Espartosa *et al.* 2011). Contudo, estudos em áreas contínuas são muito importantes para avaliar o estado de preservação das populações desses animais. Apesar de serem foco de caça, as áreas contínuas

não contam com efeitos gerados pela fragmentação florestal, o que minimiza o viés do estudo (ver Brocardo 2011).

O Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) representa uma dessas áreas contínuas e já foi alvo de diversos estudos com populações de mamíferos de maior porte, incluindo estudos que descreveram tamanho populacional de algumas espécies (Bernardo 2004, Nakano-Oliveira 2006, Fusco-Costa *et al* 2010, Ingberman *et al* 2010). Os últimos estudos indicaram uma fauna bastante diversa, apesar da extinção de algumas espécies, como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a anta (*Tapirus terrestris*), e da não existência de outras, como o macaco-prego (*Cebus apella*), nunca registrado no PEIC (Bernardo 2004, Nakano-Oliveira 2006, Fusco-Costa *et al* 2010, Ingberman *et al* 2010).

Como atualmente são poucas as áreas contínuas de floresta Atlântica, estas têm alto grau de prioridade em estratégias de conservação (Galetti *et al.* 2009). Este trabalho foi conduzido em uma dessas áreas contínuas, o PEIC, onde foram avaliadas a densidade, abundância e biomassa de grandes mamíferos, através de dois métodos comparativos e complementares, a fim de compará-las com dados anteriores da comunidade. Dessa forma, será possível responder a seguinte pergunta: as populações de mamíferos de médio e grande porte reduziram de tamanho nos últimos anos? A partir desses dados comparativos, o estado de conservação das populações de mamíferos de maior porte pode ser acompanhado.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

Este estudo foi realizado no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC - 48°05'W, 25°03'S), localizado no município de Cananéia, extremo sul do estado de São Paulo (SMA 1998). Foi criado em 1962 (Decreto Estadual 40319/62) e é considerado um dos mais significativos e complexos ecossistemas remanescentes de Floresta Atlântica do Brasil (SMA 1998). Possui uma área de 13.500 hectares, dos quais 11.000 hectares são constituídos por Mata Atlântica *stricto sensu*, e o restante é constituído por manguezais, praias e áreas de restinga (Melo & Mantovani 1994, Fundação Florestal 2012). A altitude pode chegar a 800 metros na parte central da ilha; a temperatura média anual é de 21,2°C, sem uma estação seca

definida, mas com chuvas mais concentradas entre dezembro e março (médias anuais entre 1673 a 3014 milímetros de chuva) (Funari *et al.* 1987, SMA 1998, Bernardi *et al.*, 2005).

A fauna do PEIC consta de quase 80 espécies de mamíferos entre pequenos (terrestres e voadores), médios e grandes (terrestres e aquáticos), mas é sabido que algumas delas já estão extintos ou não há mais registros atuais, como a anta (*Tapirus terrestris*) e a onça pintada (*Panthera onca*) (Bergallo *et al.* 1998, SMA 1998, Bernardo 2004, Nakano-Oliveira 2006, Ingberman *et al.* 2010).

Devido ao seu histórico de defaunação, com a perda da anta e da onça pintada, o PEIC pode ser considerado como uma área ‘semi-defaunada’. Mas, atualmente, a lista de mamíferos que constam no local conta com importantes herbívoros, como bugios (*Alouatta clamitans*), queixadas (*Tayassu pecari*) e cutias (*Dasyprocta leporina*), além de predadores de topo como a onça parda (*Puma concolor*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato mourisco (*Puma yaguarondi*) e o gato-do-mato pequeno (*Leopardus tigrinus*) (SMA 1998, Bernardo 2004, Nakano-Oliveira 2006, Ingberman *et al.* 2010).

#### COLETA DE DADOS

Os dados foram coletados seguindo as duas metodologias mais utilizadas para grandes mamíferos: censo por transecções lineares e uso de armadilhas fotográficas (Carrillo *et al.* 2000, Chiarello 2000, Cullen & Rudran 2006, De Thoisy 2000, Srbeek-Araujo & Chiarello 2005, Michalski & Peres 2007, Trolle *et al.* 2008, Bicknell & Peres 2010, Espartosa *et al.* 2011)

O censo por transecções lineares é tradicionalmente usado para estimar densidade de mamíferos de maior porte, e é efetivo para espécies diurnas e que apresentem um substantivo número amostral (Buckland *et al.* 1993, Carrillo *et al.* 2000, Chiarello 2000, Espartosa *et al.* 2011). Para espécies noturnas e elusivas, o ideal é o uso de armadilhas fotográficas, que apesar do alto custo do equipamento, é um método eficiente para inventário e monitoramento de populações (Michalski & Peres 2007, Srbeek-Araujo & Chiarello 2005, Trolle *et al.* 2008). Desse modo, os dois métodos podem ser considerados complementares quando se monitora mais de uma espécie. Ao longo das caminhadas e montagem de armadilhas, também foram observados outros tipos de registros, como pegadas, fezes, vocalizações e até mesmo encontros eventuais com mamíferos, mas este tipo de registro não foi utilizado em cálculos de densidade e abundância, somente para a riqueza de espécies.

Os censos foram realizados seguindo as premissas metodológicas recomendadas pelo método de amostragem de distância (*Distance sampling*) (Buckland *et al.* 1993, Peres 1999, Cullen-Jr & Rudran 2006). Foram utilizadas quatro trilhas pré-estabelecidas e preparadas com diferentes extensões, escolhidas de acordo com a viabilidade logística: a) Trilha do Poço das Antas (3 quilômetros); b) Trilha da Serra (3 quilômetros); c) Trilha dos Índios (2,2 quilômetros); d) Trilha Rio-Restinga (0,8 quilômetros) (Figura 1). As trilhas foram percorridas em dias alternados ou consecutivos, com velocidade média de 1 km/h, do crepúsculo matutino até o crepúsculo vespertino, exceto em dias chuvosos. O período de amostragem de censo foi de julho de 2010 a agosto de 2011, com campos mensais com média de permanência de sete dias.

O armadilhamento foi realizado entre agosto de 2010 e setembro de 2011, com períodos de concentração das armadilhas em fevereiro e agosto/setembro de 2011. Foi utilizado um número variável de câmeras das marcas Reconyx®, Ecotone® e Bushnell® configuradas em modo de sensibilidade alta, ativas 24 horas por dia e colocadas em diferentes pontos ao longo dos meses, sempre em troncos de árvores, com uma distância de cerca de 30 centímetros do solo. As câmeras foram dispostas ao longo das trilhas e com distância mínima de 200 metros entre si, geralmente próximas às parcelas de exclusão (*ver* Capítulo II). O número de dias que cada câmera ficou ativa variou entre cinco e 28 dias, de acordo com os meses amostrados. Não foram utilizadas iscas.

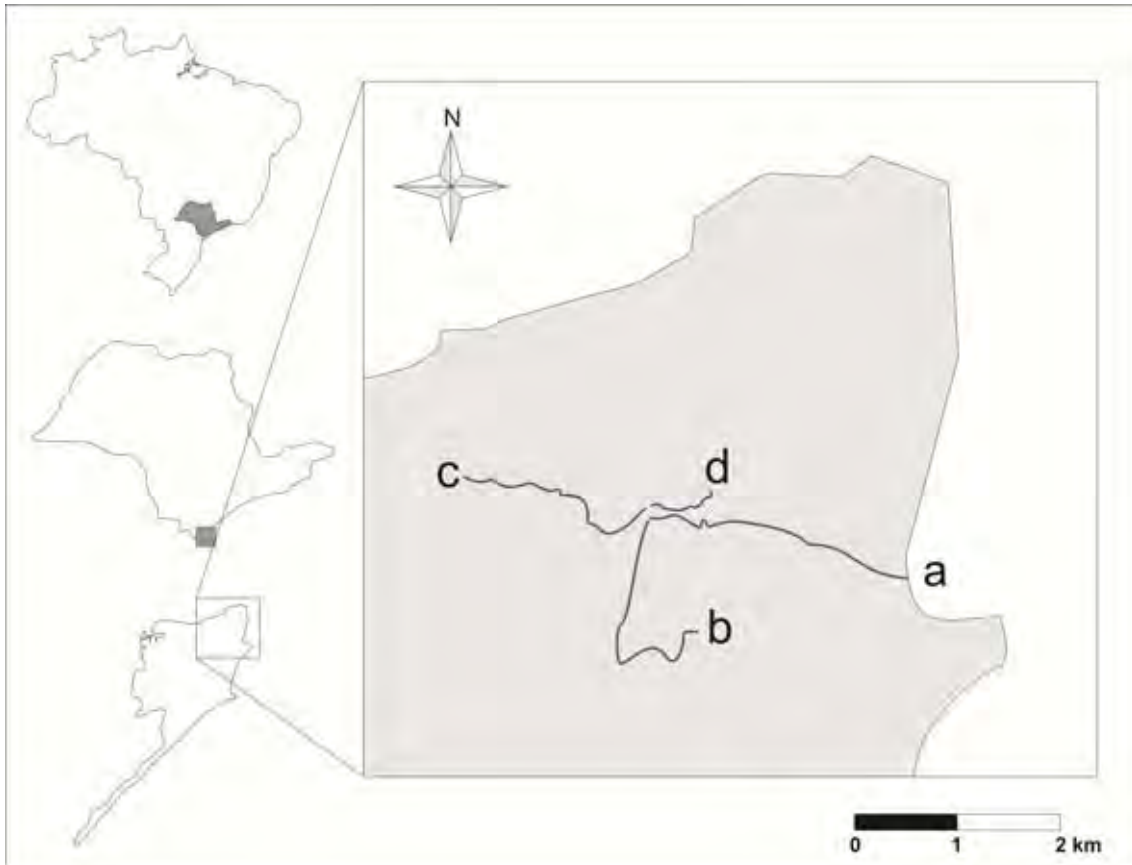


Figura 1: Mapa do PEIC e localização das trilhas amostradas por censo e armadilhas fotográficas: a) Trilha do Poço das Antas, b) Trilha da Serra, que apresenta uma curva de nível por causa do relevo montanhoso na região, c) Trilha dos Índios, d) Trilha Rio-Restinga.

#### ANÁLISES DE DADOS

As análises do censo (amostragem de distância) foram desenvolvidas no programa Distance 6.0® e permitiram o cálculo de densidade, tamanho médio de grupo e valor estimado de indivíduos. A densidade foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$D = N / (2 \times ESW \times L),$$

Onde D é a densidade, obtida em indivíduos/km<sup>2</sup>; N é o número de indivíduos avistados; ESW é a largura efetiva da área amostrada e L é a quilometragem total percorrida.

As espécies que apresentaram um número mínimo de nove avistamentos foram incluídas nas análises porque mostraram um valor aceitável de coeficiente de variação (CV) para mamíferos terrestres (Cullen, L., comunicação pessoal). Para todas as análises, foi

ajustado um filtro de dados sempre que necessário (por exemplo, truncagem de dados) e o modelo (função de detecção) foi escolhido baseado no menor AIC (*Akaike Information Criterion*), menor CV da densidade e maior valor de GOF Chi-p (*Goodness-of-fit chi-square test probability*) possível, tentando sempre aliar esses valores para a escolha do melhor modelo (Buckland *et al.*, 2001). A biomassa animal (kg/km<sup>2</sup>) foi calculada pela massa corpórea média das espécies (Reis *et al.* 2006, Paglia *et al.* 2012) multiplicada pela densidade. Para estimar a abundância relativa (*Ar*) dos animais avistados no censo (indivíduos/10 km) e também a taxa de encontro (*Te*) foi utilizada a seguinte fórmula:

$$Ar = \text{indivíduos} / 10 \text{ km}$$

$$Te = \text{encontros} / 10 \text{ km}$$

A abundância relativa pode se referir tanto a indivíduos que foram avistados como a grupos, já que os indivíduos de cada grupo foram contados, possibilitando, também, o número médio de indivíduos por grupo. A taxa de encontro refere-se a encontros com espécies sociais, como queixadas e bugios, quando um encontro pode significar a presença de vários indivíduos.

Para verificar se há diferenças significativas entre as populações de mamíferos registradas no censo neste estudo e os dados observados em um estudo prévio (Bernardo 2004), foi aplicado um teste Chi-quadrado ( $\chi^2$ ) entre os avistamentos totais de cada espécie registrada em ambos os trabalhos. Após isso, verificou-se os resíduos (cada espécie separadamente).

O esforço de amostragem para armadilhas fotográficas foi calculado pelo número de armadilhas x dias de amostragem (1 dia = 24 horas). O sucesso de captura foi calculado através do número de capturas independentes pelo esforço amostral total (Srbek-Araujo & Chiarello 2005). Uma captura foi considerada independente a cada 24 horas. Foi calculada uma abundância relativa (*Ar*) para cada espécie através da seguinte fórmula (Srbek-Araujo & Chiarello 2005):

$$Ar = (\text{capturas independentes} / \text{esforço amostral}) \times 100$$

Além disso, para os dados com armadilhas fotográficas, foi calculada uma curva de acumulação de espécies para avaliar o esforço amostral com câmeras. Esse cálculo foi

realizado no software livre R 2.13.1 (<http://www.r-project.org/>). Foram utilizadas as funções *specaccum* e *specpool* no pacote *vegan* (<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>) (Oksanen *et al.*, 2010) e a curva foi gerada com os estimadores Chao, Jackknife 2 e Bootstrap.

## RESULTADOS

Foram percorridos 301,25 quilômetros de censo ao longo das quatro trilhas pré-determinadas, sendo 88,5 km na Trilha do Poço das Antas, 94,05 km na Trilha da Serra, 85,1 km na Trilha dos Índios e 33,6 km na Trilha Rio-Restinga. O esforço de armadilhas fotográficas foi de 555 armadilhas.dia. Foram verificadas 20 espécies de mamíferos durante o período de amostragem (Tabela 1), mas somente 18 são consideradas de médio e grande porte ( $> 1$  kg) e somente 16 delas são silvestres (Tabela 1). O cachorro doméstico (*Canis familiaris*) e o gato doméstico (*Felis catus*) foram catalogados na contagem total de espécies já que foram vistos na mata ou em locais próximos, bem como seus vestígios e *C. familiaris* foi registrado em armadilhas fotográficas.

Tabela 1: Mamíferos registrados no PEIC entre julho de 2010 e agosto de 2011, suas respectivas massas corporais médias e o tipo de registro. (A=Avistamento eventual [fora do censo]; C=Censo; F=Armadilhas fotográficas; V=Vestígios [pegadas, fezes, carcaça, vocalização]).

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Massa (kg)</b>	<b>Registro</b>
Primates	Atelidae	<i>Alouatta clamitans</i>	7,4	A,C,V
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	27	A,F,V
	Tayassuidae	<i>Tayassu pecari</i>	35	A,C,F,V
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	1,2	A
		<i>Didelphis aurita</i>	1,5	A,F
Xenarthra	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	2,8	A,V
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	7	F
Rodentia	Cuniculidae	<i>Agouti paca</i>	5,2	V
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta leporina</i>	3,2	C, F,V
	Sciuridae	<i>Guerlinguetus ingrami</i>	0,2	A,C,V
Carnivora	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	7,4	F
		<i>Canis familiaris</i>	*	A,F,V
	Procyonidae	<i>Cerdocyon thous</i>	9,3	F,V
		<i>Nasua nasua</i>	7,3	A,C
		<i>Procyon cancrivorus</i>	7,5	A
	Felidae	<i>Felis catus</i>	*	A,V
		<i>Leopardus pardalis</i>	8,8	F,V
		<i>Leopardus tigrinus</i>	2,5	F,V
<i>Puma concolor</i>		48	F,V	
		<i>Puma yagouaroundi</i>	5	A, F

\*Massas variáveis e não descritas por se tratar de animais domésticos.

No total, as espécies pertencem a seis ordens diferentes e 13 famílias. A ordem mais representativa foi Carnivora e, dentro desta, a família Felidae, com cinco espécies diferentes registradas (dentre elas o gato doméstico). Com relação aos dois métodos utilizados para o registro de mamíferos silvestres, o censo registrou cinco espécies, três delas exclusivas (*A. clamitans*, *G. ingrami* e *N. nasua*); o armadilhamento fotográfico registrou 11 espécies, sendo

nove espécies exclusivas (houve registros de aves e roedores, que não foram identificados e nem contabilizados). Cinco espécies de mamíferos silvestres foram registradas somente através de vestígios e/ou avistamentos eventuais.

Houve 56 encontros com mamíferos durante o censo. As espécies avistadas foram *Alouatta clamitans*, *Dasyprocta leporina*, *Guerlinguetus ingrami*, *Nasua nasua* e *Tayassu pecari*. A espécie mais avistada foi *A. clamitans* com 23 avistamentos. *G. ingrami* é considerada de pequeno porte, mas foi incluída na listagem, já que é uma espécie comum na área e frequentemente é incluída em censos (Bernardo 2004, Galetti *et al.* 2009). *N. nasua* foi avistado somente na época seca (julho e agosto).

A taxa de encontro ( $Te$ ) é referida como os encontros com mamíferos a cada 10 quilômetros e expressas esses valores verificados ao longo de toda a amostragem. A abundância relativa ( $Ar$ ) é a quantidade de indivíduos que foram registrados a cada 10 quilômetros (no caso de espécies sociais, esse valor foi dividido pela quantidade de indivíduos do bando). O tamanho médio de grupos também foi calculado através do programa Distance® (Tabela 2).

As densidades foram obtidas através do melhor modelo estatístico, baseados no maior valor de GOF Chi-p (*Goodness-of-fit chi-square test probability*), menor AIC e menor coeficiente de variação da densidade (Buckland *et al.* 1993). A partir dos dados de densidade e das massas corporais médias dos mamíferos, foi calculada a biomassa ( $\text{kg}/\text{km}^2$ ). A Tabela 3 mostra a densidade, intervalo de confiança, coeficiente de variação da densidade, coeficiente de variação da densidade, GOF Chi-p, AIC, melhor modelo e biomassa.

Tabela 2: Número de encontros com mamíferos, número de indivíduos avistados, tamanho médio de grupos, taxa de encontro ( $Te$ ) e abundância relativa ( $Ar$ ) das espécies avistadas no censo.

<b>Espécie</b>	<b>Encontros</b>	<b>Indivíduos avistados</b>	<b>Tam. Médio Grupos (ind/grupo)</b>	<b><math>Te</math> (enc/10km)</b>	<b><math>Ar</math> (ind/10 km)</b>
<i>A. clamitans</i>	23	53	2,3	0,76	1,76
<i>D. leporina</i>	10	10	1	0,33	0,33
<i>G. ingrami</i>	2	2	1	0,06	0,06
<i>N. nasua</i>	9	14	1,6	0,3	0,46
<i>T. pecari</i>	12	97	8,5	0,39	3,22

\* *G. ingrami* não obteve avistamentos suficientes para que uma análise de seus dados no programa Distance® e por isso não possui dados relacionados à densidade.

Tabela 3: Densidades dos mamíferos e dados relacionados, obtidos através do censo. Os valores de GOF-Chi-p AIC são os obtidos para o melhor modelo no programa Distance®. (D = densidade; IC = Intervalo de Confiança da densidade; D-CV = Coeficiente de Variação da Densidade).

<b>Espécie</b>	<b>D (ind/km<sup>2</sup>) ± erro padrão</b>	<b>IC de 95%</b>	<b>D - CV</b>	<b>GOF Chi-p</b>	<b>AIC</b>	<b>Melhor modelo</b>	<b>Biomassa (kg/km<sup>2</sup>)</b>
<i>A. clamitans</i>	4,6 ± 0,42	2,8 - 7,6	25,40%	0,433	166,1	Uniforme	34,4
<i>D. leporina</i>	2,5 ± 1,13	1,0 - 5,9	45,30%	0,527	51,91	Uniforme	8
<i>G. ingrami</i>	*	*	*	*	*	*	*
<i>N.nasua</i>	1,9 ± 0,44	0,8 - 4,3	41,30%	0,739	56,44	Uniforme	14,3
<i>T. pecari</i>	13,9 ± 0,57	6,6 - 29,3	38,7	0,801	68	Semi-normal	196,3

\* *G. ingrami* não obteve avistamentos suficientes para que uma análise de seus dados no programa Distance® e por isso não possui dados relacionados à densidade.

Apesar do maior número de encontros ter sido registrado para *A. guariba* (23 encontros), em termos de indivíduos avistados, *T. pecari* se mostrou como a espécie mais representativa (97 indivíduos avistados), justamente por apresentar o maior tamanho médio de grupos (8,5 indivíduos por grupo). Esses dados foram responsáveis pela grande densidade dessa espécie (13,9 indivíduos/km<sup>2</sup>) e também pela grande biomassa (196,3 kg/km<sup>2</sup>).

Contudo, devido ao baixo número amostral, o coeficiente de variação para *T. pecari* também foi alto (38,7%). Com exceção de *A. guariba*, com coeficiente de variação aceitável para mamíferos terrestres, de 25,4% (Cullen, L., comunicação pessoal), todas as outras espécies apresentaram valores muito altos de CV, devido ao baixo número de avistamentos.

Em comparação com dados de um censo realizado em 2001 e 2003 (Bernardo 2004), as populações apresentaram uma pequena e significativa variação em números absolutos de avistamentos ( $\chi^2 = 16,71$ ; GL = 8;  $P = 0,03$ ). Contudo, quando se analisa cada espécie separadamente (residuais), as variações não são significativas. A espécie *T. pecari* apresentou o maior residual, revelando ser a espécie que mais variou ao longo desses anos e apresentou um valor marginalmente significativo ( $P = 0,058$ ). De modo geral, os resultados obtidos através do censo foram semelhantes a outros registros para floresta de baixada na Mata Atlântica (Tabela 4) (Bernardo 2004, Galetti *et al.* 2009).

Tabela 4: Avistamentos obtidos no censo realizado neste estudo comparado com Bernardo (2004).

Espécie	Encontros - presente estudo	Encontros Bernardo 2004	Abundância Presente estudo* (ind/10 km)	Abundância Bernardo 2004* (ind/10 km)	Abundância Galetti et al 2009 (ind/10 km)
<i>A. clamitans</i>	23	33	1,75	2,9	1,33
<i>C. thous</i>	0	1	0	0,03	0,16
<i>D. leporina</i>	10	18	0,33	0,7	1,46
<i>E. barbara</i>	0	1	0	0,03	0,18
<i>G. ingrani</i>	2	9	0,06	0,33	3,42
<i>M. americana</i>	0	1	0	0,03	0,32
<i>N. nasua</i>	9	4	0,4	0,18	1,07
<i>P. tajacu</i>	0	1	0	0,03	2,63
<i>T. pecari</i>	12	4	3,31	1,19	3,36

\*Os indivíduos sociais foram multiplicados pela média do tamanho dos grupos (modificado de Galetti *et al.* 2009).

Os dados de armadilhas fotográficas revelaram espécies noturnas e elusivas, não detectadas no censo. Houve 115 capturas independentes (a cada 24 horas) de mamíferos, o que contabilizou um sucesso de captura aceitável, de 20,7% (Srbek-Araújo & Chiarello 2005). As fotografias com registros que não puderam ser identificados e os registros de pequenos roedores e aves não estão contabilizados neste total.

Foram registradas 11 espécies de mamíferos de maior porte nas armadilhas fotográficas, número de acordo com outros estudos para floresta Atlântica (Brocardo 2011, Espartosa *et al.* 2011). A espécie com maior número de registros foi *T. pecari*, com 42 capturas; a espécie *P. yagouaroundi* e *E. barbara* apresentaram um único registro. A Tabela 5 apresenta os dados dos mamíferos capturados através de armadilhas fotográficas e suas respectivas abundâncias relativas (sucesso de captura individual).

Tabela 5: Espécies capturadas em armadilhas fotográficas, número de capturas independentes (a cada 24 horas) e abundância relativa ([capturas independentes/esforço] x 100).

<b>Espécie</b>	<b>Capturas (n° de fotos)</b>	<b>Abundância Relativa (%)</b>
<i>Cerdocyon thous</i>	9	1,62
<i>Dasyprocta leporina</i>	8	1,44
<i>Didelphis aurita</i>	19	3,42
<i>Eira barbara</i>	1	0,18
<i>Leopardus pardalis</i>	18	3,24
<i>Leopardus tigrinus</i>	2	0,36
<i>Mazama americana</i>	11	1,98
<i>Puma concolor</i>	2	0,36
<i>Puma yagouaroundi</i>	1	0,18
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	0,36
<i>Tayassu pecari</i>	42	7,57
<b>Sucesso TOTAL</b>	<b>115</b>	<b>20,72%</b>

A curva de acumulação de espécies relativa às armadilhas fotográficas foi expressa em termos de espécies por registros. Os registros podem ser entendidos como sendo as capturas individuais em cada espécie. A curva obtida evidenciou um bom esforço amostral: o número obtido pelo estimador Chao mostrou 11,66 ( $\pm 1,3$ ) como o máximo de espécies que poderiam ser capturadas. O Jackknife 2 mostrou 12,04 ( $\pm 1,4$ ) espécies e o Bootstrap mostrou 12,12 ( $\pm 0,91$ ) espécies como o máximo de espécies a serem capturadas. Tal resultado levou a uma curva de acumulação com uma tendência a se manter constante (Figura 2).

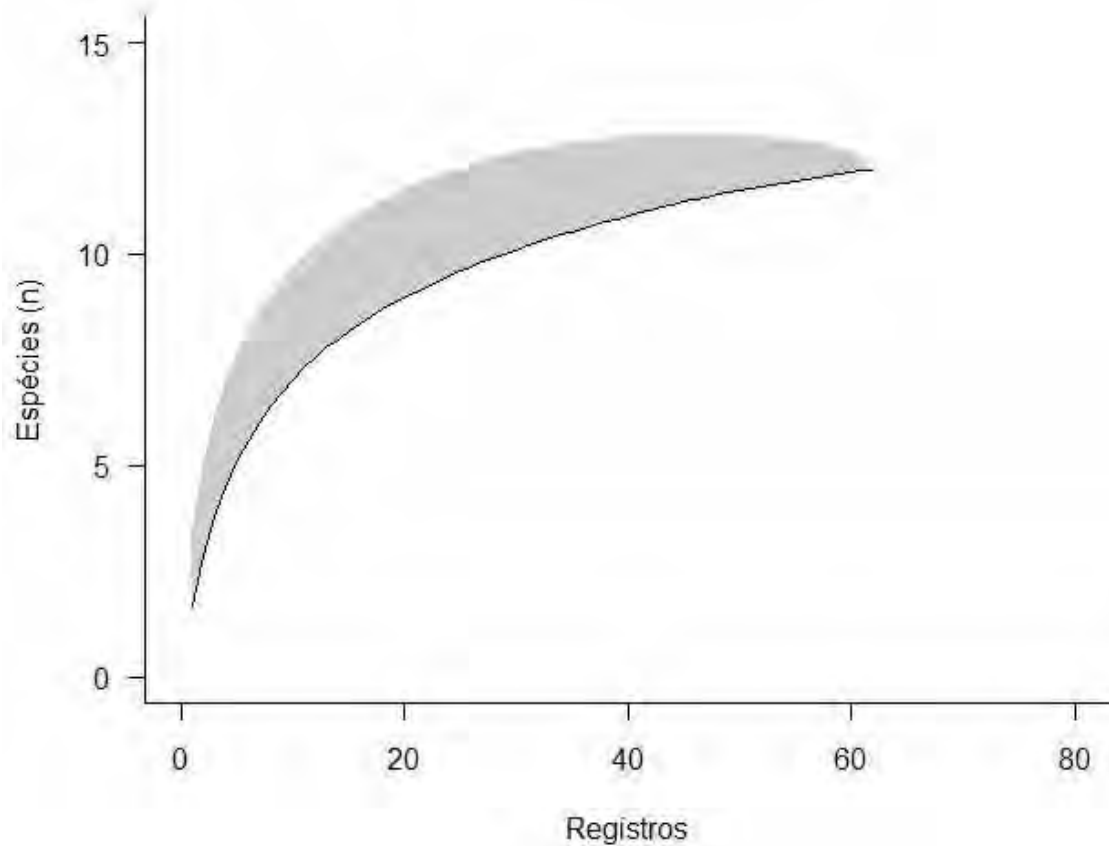


Figura 2: Curva de acumulação de espécies registradas em armadilhas fotográficas (+ desvio padrão) no PEIC durante o período de estudo, expressa em espécies por registros. Aqui registros são as capturas individuais (por espécie).

## DISCUSSÃO

O PEIC abriga uma riqueza de mamíferos bastante diversa, com espécies de predadores de topo, mesopredadores e herbívoros, com exceção da onça pintada (*Panthera onca*) e da anta (*Tapirus terrestris*), extintas há cerca de 50 anos (SMA 1998, Bernardo 2004, Nakano-Oliveira 2006, Ingberman *et al.* 2010). Apesar de terem sido relatados casos de caça dentro do PEIC durante este estudo, aparentemente as espécies não sofreram alterações em termos de abundância, densidade e biomassa nos últimos anos. No censo, como esperado, as espécies registradas eram diurnas e/ou arborícolas.

Algumas das espécies registradas na lista de mamíferos do PEIC não foram registradas neste estudo, apesar de relatos atuais dos moradores afirmando a presença destes animais no PEIC, como *Hydrochaeris hydrochaeris* e *Lontra longicaudis*. Isso pode ter ocorrido pelo fato de não se ter percorrido trilhas adjacentes ao leito de rios e proximidades do canal de Ararapira (que separa a Ilha do Cardoso de Cananéia), ambiente mais provável de se encontrar estes animais pelo seu hábito semi-aquático (Reis *et al.* 2006). De modo geral, em termos de riqueza de espécies, este estudo registrou boa parte das espécies que constam na atual lista de mamíferos de maior porte catalogados para o PEIC (SMA 1998, Nakano-Oliveira 2006, Ingberman *et al.* 2010).

Outra espécie não registrada, *P. tajacu*, apesar de ser considerada menos vulnerável à caça, vive em baixas abundâncias e tem uma área de vida mais restrita quando comparada a *T. pecari*. (Keuroghlian *et al.* 2004, Reis *et al.* 2006). Além disso, relatos de interações entre as duas espécies atestam que catetos desocupam rapidamente a área onde queixadas estão explorando, revelando uma dominância de nicho por parte da espécie *T. pecari*. (Keurghlian *et al.* 2004).

Quando se observa os dados comparativos deste trabalho com o último censo realizado no PEIC (Bernardo 2004), nota-se que, apesar de (marginalmente) não significativo, a população de queixadas teve um considerável aumento em valores absolutos de encontros com estes animais em trilhas no PEIC, mas ainda está de acordo com os valores de abundância média para a espécie em florestas de baixadas (Tabela 4). Os resultados com armadilhas fotográficas também revelam *T. pecari* como a espécie mais frequentemente registrada neste estudo. Assim, a ideia de que essa espécie pode estar em crescimento no PEIC fica ainda mais clara.

Dados da densidade média de *T. pecari* em florestas tropicais não ultrapassam 9,6 indivíduos/km<sup>2</sup> em áreas livres de caça e 6,9 indivíduos/km<sup>2</sup> em áreas com fragmentação florestal e/ou afetadas por caça (Cullen *et al.* 1997, Keuroghlian *et al.* 2004, Novack *et al.* 2005,). As mais altas densidades para essa espécie no Brasil são encontradas no Pantanal, com 13,7 indivíduos/ km<sup>2</sup>, valor comparável ao encontrado no PEIC (Jean Desbiez *et al.* 2010). Apesar do alto valor do coeficiente de variação (mais de 38%) decorrente do baixo número amostral, a densidade média obtida foi de 13,9 indivíduos/km<sup>2</sup>, bastante superior à encontrada em outros estudos para floresta Atlântica (*ver* Keuroghlian *et al.* 2012).

Em locais onde queixadas são abundantes, onças pintadas consomem esses animais até seis vezes mais do que onças pardas no mesmo local (Scognamillo *et al.* 2003, Novack *et al.* 2005). Sendo assim, a presença de *P. concolor* pode contribuir para controlar a população de queixadas, mas a ausência de *P. onca* deve ser considerada.

Mesmo assim, devem ser realizados novos estudos sobre a população de queixadas e catetos no PEIC. As populações de queixadas podem realizar migrações entre as estações do ano, sofrer fissões em seus bandos e explorar diferentes áreas ao longo dos anos, de acordo com a viabilidade alimentar (Fragoso 1998). Portanto, um trabalho mais detalhado e de maior duração deverá ser realizado no PEIC para verificar se as populações de *T. pecari* e *P. tajacu* estão crescendo e/ou diminuindo ou apenas migrando, evitando assim sobreposições de nicho.

Com relação às outras espécies, não houve variações significativas em suas populações com relação ao último censo realizado na ilha (Bernardo 2004). Em termos de densidade, as únicas espécies que são possíveis de serem comparadas são *A. clamitans* e *D. leporina*, comuns entre este trabalho e Bernardo (2004). Para ambas as espécies, as variações estão dentro do erro padrão e, portanto, suas densidades permanecem praticamente inalteradas.

Para *A. clamitans*, contudo, há outro trabalho no PEIC que relata a densidade para essa espécie de 10,6 indivíduos/km<sup>2</sup>, também de acordo com os valores observados no presente trabalho (Ingberman *et al.* 2009). Essa espécie também apresentou um tamanho médio de grupo de 2,3 indivíduos/grupo, compatível com a média encontrada na literatura (Chiarello 1993, Miranda & Passos 2005, Ingberman *et al.* 2009).

Coatis (*N. nasua*) foram avistados somente durante a época seca, em bandos e forrageando no alto de árvores; não foram registrados em armadilhas fotográficas, o que indica menor uso do solo por estes animais. Esse comportamento pode ser explicado pela presença de maior número de invertebrados associados à bromélias no alto de árvores nessa época do ano, além disso, podem ocorrer migrações dentro da área de vida em busca de alimentos, relatado para a espécie (Gompper 1997, Alves-Costa *et al.* 2004, Beisiegel & Mantovani 2006). Com relação à densidade, os dados obtidos neste estudo estão de acordo com as densidades médias relatadas para *N. nasua* (Cullen *et al.* 2001).

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Mamíferos de maior porte, frugívoros e especialmente os ungulados são os animais preferidos pelos caçadores (Redford 1992, Fa *et al.* 2005, Peres & Palacios 2007). Quando se observa o tipo de dieta dos mamíferos registrados no PEIC, é possível notar que a maior parte é frugívora (Tabela 6). Somado a isso, alguns desses animais estão ameaçados em algum grau e a maior espécie frugívora do PEIC (*T. pecari*) está na categoria ‘em perigo’ no estado de São Paulo (Keuroghlian *et al.* 2012).

Tabela 6: Dieta e grau de ameaça dos mamíferos registrados no PEIC (baseado em Bressan *et al.* 2009, Paglia *et al.* 2012, Keuroghlian *et al.* 2012). (Ca – Carnívoro; Fr – Frugívoro; Fo – Folívoro; Gr – Granívoro; Hb – Herbívoro pastador; In – Insetívoro; Myr – Mirmecófago; On – Onívoro).

Espécies	Dieta	Ameaça
<i>Aloatta clamitans</i>	Fo/Fr	Quase ameaçado
<i>Cerdocyon thous</i>	In/On	Menor risco
<i>Cuniculus paca</i>	Fr/Hb	Quase ameaçado
<i>Dasyprocta leporina</i>	Fr/Gr	Quase ameaçado
<i>Dasyopus spp</i>	In/On	Menor risco
<i>Didelphis albiventris</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Didelphis aurita</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Eira barbara</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	Fr/Gr	Menor risco
<i>Leopardus pardalis</i>	Ca	Vulnerável
<i>Leopardus tigrinus</i>	Ca	Vulnerável
<i>Mazama americana</i>	Fr/Hb	Vulnerável
<i>Nasua nasua</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Nectomys squamipes</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Procyon cancrivorus</i>	Fr/On	Menor risco
<i>Puma concolor</i>	Ca	Vulnerável
<i>Puma yagouaroundi</i>	Ca	Menor risco
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Myr	Menor risco
<i>Tayassu pecari</i>	Fr/Hb	Em perigo

As queixadas são animais frugívoros de grande porte e possuem hábitos gregários; são consideradas “engenheiras do ecossistema”, pois possibilitam a criação de novos nichos através do pisoteio e herbivoria de plântulas e da interferência sobre outros vertebrados (Roldan & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003, Beck 2006, Keuroghlian & Eaton 2009, Beck *et al.* 2010). A principal ameaça para estes animais na Mata Atlântica é principalmente a caça, e sua extinção pode comprometer diversos serviços ecossistêmicos proporcionados por eles no bioma (Keuroghlian & Eaton 2009, Keuroghlian *et al.* 2012).

Além da sua importância na frugivoria, as queixadas dependem de extensas áreas de vida, uma grande diversidade de habitats dentro de suas áreas e desaparece rapidamente com a caça (Keuroghlian *et al.* 2012). Isso poderia colocar essa espécie como uma potencial espécie guarda-chuva, principalmente no PEIC, onde elas apresentam alta densidade.

Nesse contexto, o PEIC é considerado uma área de extrema prioridade para a conservação destes mamíferos na Mata Atlântica, já que abriga uma alta densidade de queixadas. Além disso, por se tratar de uma área de mata contínua e ainda bastante preservada, o PEIC abriga diversas outras espécies de mamíferos ameaçadas em menor grau ou vulneráveis à extinção, reforçando ainda mais o papel desta Unidade de Conservação para a manutenção de espécies de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica.

**BIBLIOGRAFIA CITADA**

- ALVES-COSTA, C. P., G. A. B. DA FONSECA, and C. CHRISTOFARO. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85: 478-482.
- BECK, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87: 519-530.
- BECK, H., P. THEBPANYA, and M. FILIAGGI. 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology* 26: 407-414.
- BECKMAN, N. G., and H. C. MULLER-LANDAU. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica* 39: 328-339.
- BEISIEGEL, B. M., and W. MANTOVANI. 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. *Journal of Zoology* 269: 77-87.
- BERGALLO, H. G., VERA Y CONDE, C. F., BITTENCOURT, E. B., BOSSI, D. E. P. and ROCHA, C. F. D. 1998. As similaridades nos parâmetros comunitários de pequenos mamíferos de duas áreas de Mata Atlântica do sul de São Paulo, sudeste do Brasil. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia*, Vol VIII, pp. 939-949.
- BERNARDI, J. V. E., LANDIM, P. M. B., BARRETO, C. L. and MONTEIRO, R. C. 2005. Estudo espacial do gradiente de vegetação do Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. *Holos Environment*. Vol V, n 1, p 1.
- BERNARDO, C. S. S. 2004. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. *Dissertação de Mestrado*, Piracicaba: Universidade de São Paulo. 156 p.
- BICKNELL, J., and C. A. PERES. 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management* 259: 2267-2275.
- BRESSAN, P. M., KIERULFF, M. C. M., SUGIEDA, A. M. 2009. Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo. 2009. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo. 645 p.
- BROCARDI, C. R. 2011. Defaunação em uma área contínua de Mata Atlântica e consequências para o sub-bosque florestal. *Dissertação de Mestrado*, Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 70 p.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K.P. and LAAKE, J. L. 1993. Distance sampling. Estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall. 432 p.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L. and THOMAS, L. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford: Oxford University Press.
- CARDILLO, M., G. M. MACE, K. E. JONES, J. BIELBY, O. R. P. BININDA-EMONDS, W. SECHREST, C. D. L. ORME, and A. PURVIS. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309: 1239-1241.

- CARRILLO, E., G. WONG, and A. D. CUARON. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14: 1580-1591.
- CHIARELLO, A. G. 1993. Home Range of the Brown Howler Monkey, *Alouatta fusca*, in a Forest Fragment of Southeastern Brazil. *Folia Primatologica* 60: 173-175.
- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14: 1649-1657.
- CULLEN, L., E. R. BODMER, and C. VALLADARES-PADUA. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 137-144.
- CULLEN, L., R. E. BODMER, and C. V. PADUA. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- CULLEN JR, L. & RUDRAN, R. 2006. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen-Jr, L.; Rudran, R. & Valladares-Paduá, C. (Eds.). *Método de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida silvestre*. 2 ed. Curitiba: Ed. UFPR, pp. 169-179.
- DAMUTH, J. 1981. Population-density and body size in mammals. *Nature* 290: 699-700.
- DE THOISY, B. 2000. Line-transects: Sampling application to a French Guianan Rainforest - Running head: line-transects sampling in French Guiana. *Mammalia* 64: 101-111.
- DOTTA, G., and L. M. VERDADE. 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia* 75: 345-352.
- ENDO, W., C. A. PERES, E. SALAS, S. MORI, J. L. SANCHEZ-VEGA, G. H. SHEPARD, V. PACHECO, and D. W. YU. 2010. Game Vertebrate Densities in Hunted and Nonhunted Forest Sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica* 42: 251-261.
- ESPARTOSA, K. D., B. T. PINOTTI, and R. PARDINI. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20: 2815-2829.
- FA, J. E., C. A. PERES, and J. MEEUWIG. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology* 16: 232-237.
- FA, J. E., S. F. RYAN, and D. J. BELL. 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biological Conservation* 121: 167-176.
- FORGET, P.-M., and P. A. JANSEN. 2007. Hunting increases dispersal limitation in the tree *Carapa procera*, a nontimber forest product. *Conservation Biology* 21: 106-113.
- FRAGOSO, J. M. V. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.

- FUNARI, F. L., STRUFFALDI-DE-VUONO, Y., SALUM, S. T. 1987. Balanço hídrico de duas áreas de Mata Atlântica: Reserva Biológica de Paranapiacaba e Parque Estadual da Ilha do Cardoso (Estado de São Paulo). Anais do 6º Congresso da Sociedade de Botânica de São Paulo, (M.F.A. Pereira & M.A.S. Massei, eds.). Sociedade Botânica de São Paulo, Campinas, p.95-101.
- FUSCO-COSTA, R., INGBERMAN, B., COUTO, H. T. Z., NAKANO-OLIVEIRA, E., MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2010. Population density of a coastal island population of the ocelot in Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 75: 352-368.
- GALETTI, M., H. C. GIACOMINI, R. S. BUENO, C. S. S. BERNARDO, R. M. MARQUES, R. S. BOVENDORP, C. E. STEFFLER, P. RUBIM, S. K. GOBBO, C. I. DONATTI, R. A. BEGOTTI, F. MEIRELLES, R. D. NOBRE, A. G. CHIARELLO, and C. A. PERES. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142: 1229-1241.
- GOMPPER, M. E. 1997. Population ecology of the white-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Zoology* 241: 441-455.
- HARRISON, R. D. 2011. Emptying the Forest: Hunting and the Extirpation of Wildlife from Tropical Nature Reserves. *Bioscience* 61: 919-924.
- INGBERMAN, B., R. FUSCO-COSTA, and E. L. DE ARAUJO MONTEIRO-FILHO. 2009. Population Survey and Demographic Features of a Coastal Island Population of *Alouatta clamitans* in Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *International Journal of Primatology* 30: 1-14.
- INGBERMAN, B., FUSCO-COSTA, R., CHEIDA, C. C., NAKANO-OLIVEIRA, E. C., RODRIGUES, R. G., MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2010. Was there ever a muriqui (*Brachyteles*) population in the Ilha do Cardoso State Park in southeastern Brazil? *Neotropical Primates* 17 (1): 21-24
- JEAN DESBIEZ, A. L., R. E. BODMER, and W. M. TOMAS. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42: 372-378.
- KEUROGHLIAN, A., and D. P. EATON. 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: 1733-1750.
- KEUROGHLIAN, A., DESBIEZ, A. L. J., BEISIEGEL, B. M., MEDICI, E. P., GATTI, A., PONTES, A. R. M., CAMPOS, C. B., TÓFOLI, C. F., MORAES JUNIOR, E. A., AZEVEDO, F. C., PINHO, G. M., CORDEIRO, J. L. P., SANTOS JÚNIOR, T. S., MORAIS, A. A., MANGINI, P. R., FLESHER K., RODRIGUES, L. F., ALMEIDA, L. B. 2012. Avaliação do Risco de Extinção do Queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. Número temático: Avaliação do estado de conservação dos ungulados do Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. P 84-102.
- KUMARA, H. N., and M. SINGH. 2004. The influence of differing hunting practices on the relative abundance of mammals in two rainforest areas of the Western Ghats, India. *Oryx* 38: 321-327.
- LEHOUCK, V., T. SPANHOVE, L. COLSON, A. ADRINGA-DAVIS, N. J. CORDEIRO, and L. LENS. 2009. Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest. *Oikos* 118: 1023-1034.
- METZGER, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142: 1138-1140.

- METZGER, J. P., A. C. MARTENSEN, M. DIXO, L. C. BERNACCI, M. C. RIBEIRO, A. M. GODOY TEIXEIRA, and R. PARDINI. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- MICHALSKI, F., and C. A. PERES. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21: 1626-1640.
- MIRANDA, J. M. D., PASSOS, F. C. 2005. Composição e dinâmica de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera (Primates, Atelidae) em Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol 22. n 1, pp 99-106.
- NAKANO-OLIVEIRA, E. C. 2006. Ecologia e conservação de mamíferos carnívoros de Mata Atlântica na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado.
- NORRIS, D., F. ROCHA-MENDES, S. F. DE BARROS FERRAZ, J. P. VILLANI, and M. GALETTI. 2011. How to not inflate population estimates? Spatial density distribution of white-lipped peccaries in a continuous Atlantic forest. *Animal Conservation* 14: 492-501.
- NOVACK, A. J., M. B. MAIN, M. E. SUNQUIST, and R. F. LABISKY. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.
- PAGLIA, A. P., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. C., MITTERMEIER, R. A., PATTON, J. L. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76 p.
- PAINE, C. E. T., and H. BECK. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88: 3076-3087.
- PERES, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-253.
- PERES, C. A., and E. PALACIOS. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304-315.
- REDFORD, K. H. 1992. The Empty forest. *Bioscience* 42: 412-422.
- REIS, N. R. DOS; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. (eds.). 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina: UEL, 437 p.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, and M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- ROBINSON, J. G., and K. H. REDFORD. 1986. Body size, diet, and population-density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128: 665-680.

- ROLDAN, A. I., and J. A. SIMONETTI. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology* 15: 617-623.
- SCOGNAMILLO, D., MAXIT, I. E., SUNQUIST, M., POLISAR, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in Venezuelan llanos. *The Zoological Society of London* 259: 269-279.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SMA). Plano de Manejo das unidades de Conservação –Parque Estadual Ilha do Cardoso. Plano de Gestão Ambiental, fase 1. 1998. São Paulo: Projeto de Preservação da Mata Atlântica (PPMA)/coordenadoria de informações técnicas/documentação e pesquisa ambiental (CINP)/ Instituto Florestal (IF)/ Fundação Florestal (FF), 134 p.
- SILMAN, M. R., J. W. TERBORGH, and R. A. KILTIE. 2003. Population regulation of a dominant-rain forest tree by a major seed-predator. *Ecology* 84: 431-438.
- SRBEK-ARAUJO, A. C., and A. G. CHIARELLO. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125.
- STEVENSON, P. R. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in Neotropical communities. *Biological Journal of the Linnean Society* 72: 161-178.
- TROLLE, M., A. J. NOSS, J. L. P. CORDEIRO, and L. F. B. OLIVEIRA. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica* 40: 211-217

## **CAPÍTULO II**

Grandes mamíferos aumentam a diversidade vegetal na floresta tropical

## **Grandes mamíferos aumentam a diversidade vegetal na floresta tropical**

**RESUMO.** Grandes mamíferos herbívoros possuem um papel fundamental na estruturação das comunidades de plantas atuando como importantes herbívoros, predadores e dispersores de sementes. A caça tem reduzido populações de diversas espécies, principalmente de mamíferos de médio e grande porte, ocasionando uma série de alterações na cadeia trófica. Este trabalho simulou os efeitos da extinção local de grandes mamíferos herbívoros, sobre o pisoteio de plântulas artificiais e o recrutamento de plântulas naturais através de parcelas de exclusão de grandes vertebrados ao longo de 18 meses em uma floresta tropical. Foram marcados 1176 indivíduos, 561 nas parcelas abertas e 615 nas fechadas. Os resultados indicaram que os grandes herbívoros promoveram a diminuição significativa da diversidade ( $H'$ ) e da riqueza de plântulas, bem como na abundância. De forma similar, o pisoteio de plântulas artificiais foi significativamente maior na presença desses animais. Na ausência de grandes mamíferos, a diversidade beta de plântulas se diferenciou significativamente ao longo dos 18 meses, sendo maior em áreas com a presença de grandes mamíferos. Esses resultados reforçam a ideia de que grandes mamíferos herbívoros, na figura das queixadas, são um dos principais moduladores da diversidade vegetal e atuam em cascatas tróficas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Efeitos-cascata, *Tayassu pecari*, pisoteio, herbivoria, parcelas de exclusão.

## Large mammals increase plant diversity on a rainforest

**ABSTRACT.** Large mammals have an important role to structure plant communities acting as herbivores, predators and seed dispersers. Hunting have reduced populations of some species, especially mammals of medium and large size, causing a series of changes in the trophic chain. This study simulated the effects of local extinction of large mammals on trampling of artificial seedlings and natural seedlings recruitment by the exclusion of large vertebrates over 18 months on a rainforest. A total of 1176 individuals were marked, 561 plots in the open and 615 in the closed plots. The results indicated that large herbivores promoted a significant decrease in diversity ( $H'$ ) and richness of seedlings as well as abundance. Similarly, the trampling on artificial seedlings was significantly higher in the presence of such animals. In the absence of large mammals, the beta diversity of natural seedlings differed significantly over the 18 months, mostly in areas with large mammals. These results reinforce the idea that large mammals, in the figure of the white-lipped peccary, are a major modulators of plant diversity and act in trophic cascades.

**KEY WORDS:** Cascade effects, *Tayassu pecari*, trampling, herbivory, exclusion plots.

## INTRODUÇÃO

Muita atenção tem sido dada aos efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade e seus processos (Laurence & Bierregard 1997), enquanto tem-se a ideia que grandes áreas contínuas são a melhor maneira de se preservar a biodiversidade (Laidlaw 2000). A porção mais preservada da floresta Atlântica é a Serra do Mar, com quase 37% de sua vegetação original (Ribeiro *et al.* 2009). Mas apesar do bom estado de sua cobertura vegetal comparado a outras áreas de floresta Atlântica, existem algumas ameaças a esta e a outras regiões de florestas tropicais, mesmo sem que haja a retirada da cobertura vegetal, colocando em risco a saúde do ecossistema (Redford 1992, Terborgh 1992, Phillips 1997, Lopes & Ferrari 2000).

A sobre-caça de vertebrados é um exemplo desse tipo de ameaça e tem sido apontada como grande modificadora de florestas tropicais (Redford 1992, Peres 2000, Wright *et al.* 2007, Terborgh *et al.* 2008). A extinção local impulsionada pela caça não ocorre para todas as espécies: primatas, porcos-do-mato, veados, antas e grandes roedores como paca e capivara são os preferidos pelos caçadores (Redford 1992, Peres 2000, Fa *et al.* 2002). Somado a isso, animais que vivem em áreas geográficas restritas, que possuem grande massa corpórea e têm história de vida lenta, como os grandes mamíferos, têm elevados riscos de extinção (Cardillo *et al.* 2006). A caça remove anualmente mais de 30 kg de mamíferos por quilômetro quadrado na Amazônia, por exemplo (Fa *et al.* 2002). Isso provoca reduções substanciais das espécies cinegéticas, que são ainda mais significativas em espécies frugívoras, independente da massa corpórea; os ungulados são os mamíferos mais afetados em número de espécies (Redford 1992, Peres 2000, Fa *et al.* 2002, Fa *et al.* 2005, Peres & Palacios 2007).

No Neotrópico, os maiores herbívoros (e também mais visados por caçadores) são a anta (*Tapirus terrestris*), que pode chegar a quase 300 kg e a queixada (*Tayassu pecari*), com cerca de 30 kg (Peres 1996, Fragoso 1998, Henry *et al.* 2000). A perda desses ungulados pode representar a ruptura de importantes processos ecológicos e pode reverberar em diferentes níveis tróficos, alterando a dinâmica florestal e gerando cascatas tróficas, de forma ainda mais marcante em ilhas continentais (Hansen & Galetti 2009). Dentre os processos ecológicos que podem ser afetados por esses herbívoros, podemos citar a dispersão e a predação de sementes, a herbivoria e o pisoteio de plântulas como importantes promotores da diversidade vegetal (Dirzo & Miranda 1990, Roldan & Simonetti 2001, Royo & Carson 2005, Beck 2006, Paine & Beck 2007).

Assim, as comunidades de mamíferos representam um subconjunto do que já foi a comunidade real um dia, já que a maioria das florestas tropicais atualmente é considerada defaunada (Redford 1992). Isso traz a necessidade de informações ecológicas de qualidade a partir deste novo cenário, principalmente na floresta Atlântica, que carece de bons dados para áreas ainda não fragmentadas. Considerando a importância dos grandes mamíferos para a estruturação florestal e os efeitos que sua extinção podem gerar sobre comunidade vegetal, foi testada a hipótese de que uma perda nas espécies de mamíferos herbívoros de maior porte levaria a uma diminuição na diversidade beta dos regenerantes vegetais.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) (48°05'W, 25°03'S). O PEIC abrange uma área de 13.500 hectares, sendo que uma pequena parte é constituída por restinga, manguezais e praias (Fundação Florestal 2012). Cerca de 11.000 hectares são constituídos por área de Mata Atlântica *stricto sensu* (Melo & Mantovani 1994). Localizado no extremo sul do estado de São Paulo, no município de Cananéia, a altitude do PEIC pode variar de 0 a 800 metros e a temperatura média anual é de 21,2°C (Funari *et al* 1987, Bernardi *et al.*, 2003).

A fauna de mamíferos atual do PEIC é composta por importantes herbívoros, que desempenham diferentes papéis na frugivoria, dispersão e predação de sementes, tais como bugios (*Alouatta guariba*), queixadas (*Tayassu pecari*) e cutias (*Dasyprocta leporina*), além de predadores de topo como a onça parda (*Puma concolor*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato mourisco (*Puma yaguarondi*) e o gato-do-mato pequeno (*Leopardus tigrinus*). Contudo, o Parque possui um histórico de defaunação anterior à sua criação, com a extinção local da onça-pintada (*Panthera onca*) e da anta (*Tapirus terrestris*) na década de 1960 (Bernardo 2004), e pode ser considerada uma área semi-defaunada, já que algumas espécies-chave foram extintas (*ver* Capítulo I).

### DESENHO AMOSTRAL

Para testar a hipótese de que os mamíferos modificam a diversidade de plântulas, foram construídos pares de parcelas, sendo uma de exclusão e uma controle, distantes cerca

de cinco metros uma da outra. Foram construídas 15 pares de parcelas distribuídas próximas a trilhas pré-existentes na área de estudo: seis pares na Trilha do Poço das Antas e nove pares na Trilha da Serra (Fig. 1; *ver* Capítulo I). Cada par de parcela foi posicionado a 150-200 metros do par seguinte para garantir independência com relação à dispersão de sementes por mamíferos (Levin 1979). Estudos mais recentes mostraram que mamíferos carnívoros de maior porte podem dispersar sementes por distâncias ainda maiores (Jordano *et al.* 2007), mas por motivos de logística, essa distância mínima foi respeitada.

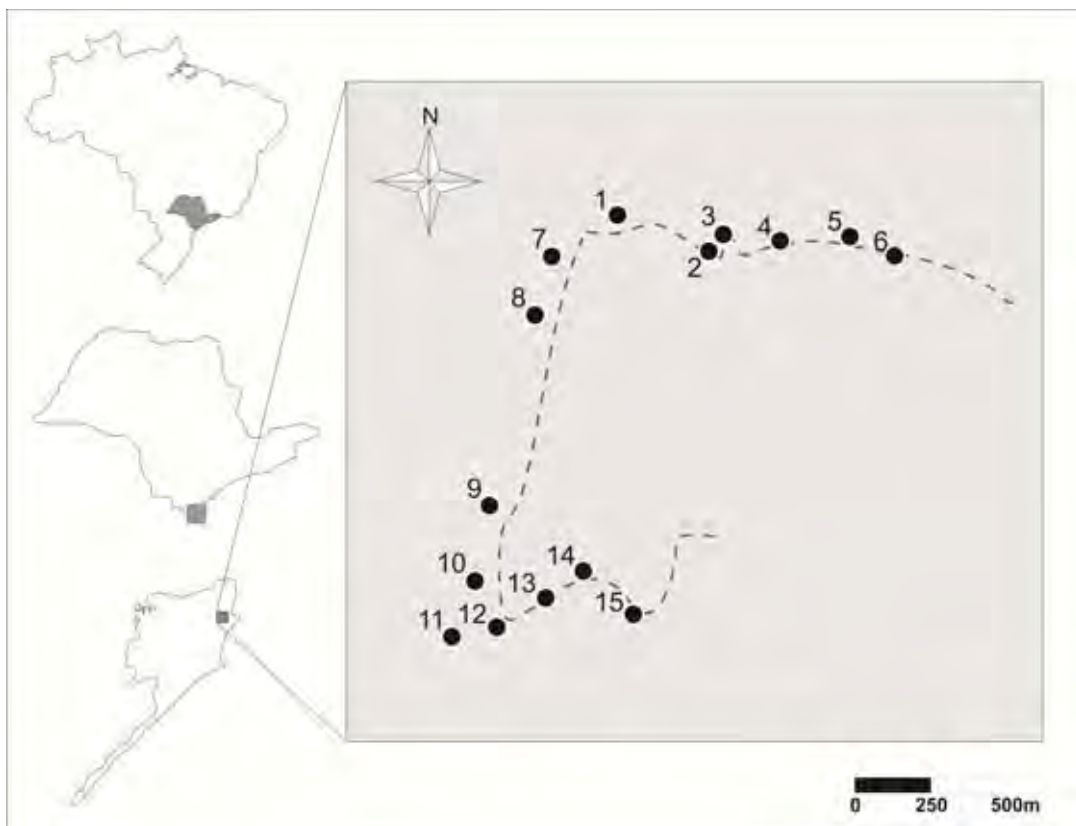


Figura 1: Distribuição dos pares de parcelas ao longo de duas trilhas pré-existentes no PEIC. Os números de um a seis correspondem aos pares de parcelas localizadas na trilha do Poço das Antas; os números de sete a 15 estão localizadas na Trilha da Serra.

As parcelas fechadas foram construídas com tela de arame bastante reforçada (3'', arame 16, utilizada para construção de chiqueiros), e presas ao chão por estacas de madeira, medindo cinco metros de comprimento por três metros de largura e com altura de cerca de um metro (DeMattia *et al.* 2006). Essas parcelas inviabilizavam a entrada de mamíferos terrestres como cutias, pacas e ungulados, mas permitiam a entrada de pequenos roedores, luz solar e e não permite que folhas caídas se acumulem sobre a tela, já que são abertas na parte superior (Anexo 2). A parcela aberta (controle) possuía essas mesmas dimensões, contudo permitia o

livre acesso de médios e grandes mamíferos, uma vez que era delimitada apenas por estacas presas ao chão, mas sem a tela de arame (Fig. 2). As parcelas foram subdivididas em oito quadrantes de um metro quadrado cada (numerados 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), sendo que somente seis deles foram utilizados. Os quadrantes foram escolhidos por meio de sorteio para que os experimentos fossem aleatorizados; os mesmos quadrantes foram utilizados em todos os pares de parcelas. Em três desses quadrantes foram instalados experimentos de pisoteio de plântulas artificiais (2, 5 e 6), em outros três foram instalados experimentos de sobrevivência de plântulas naturais (3, 4 e 8).

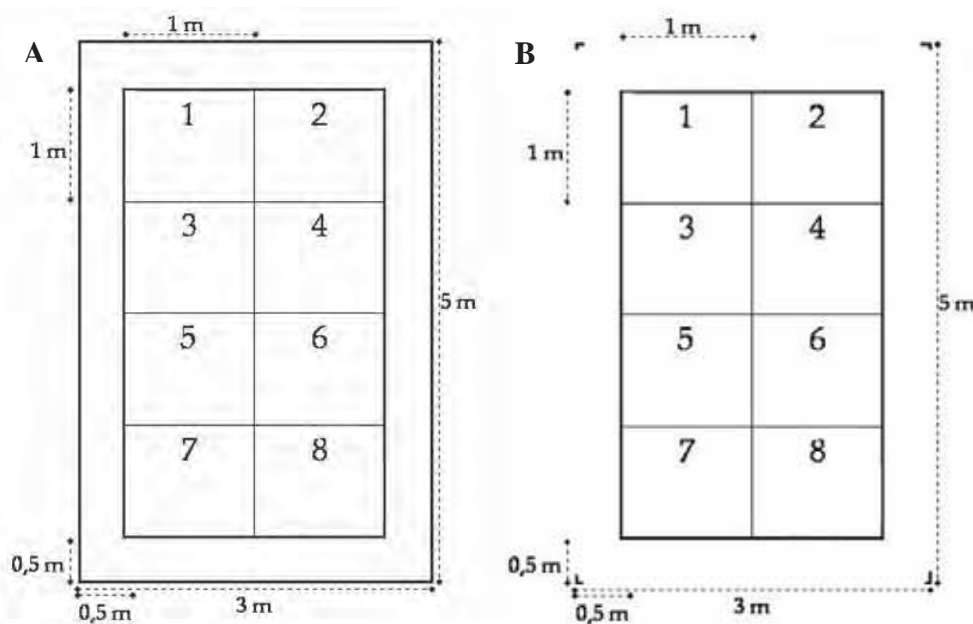


Figura 2: A - Parcelas Fechada e B - Parcela Aberta, distantes cerca de cinco metros entre si, com seus respectivos quadrantes onde foram realizados os experimentos de pisoteio de plântulas artificiais e sobrevivência de plântulas naturais.

### *Pisoteio*

Para avaliar os efeitos mecânicos dos grandes mamíferos através do pisoteio, foram colocadas 30 plântulas artificiais com 40 cm de altura em cada um dos três quadrantes. Cada plântula artificial foi feita de arame galvanizado com uma bandeirinha de fita isolante verde na ponta, e foram espalhadas a distâncias regulares entre si em cada um dos três quadrantes correspondentes, de um metro quadrado (Clark & Clark 1989, 1991). Cerca de 10 cm foi enterrado no solo, deixando o restante para cima, simulando uma plântula com 30 cm de altura (Anexo 3). A plântula artificial foi considerada 'pisoteada' quando estava com a bandeirinha verde abaixo da metade de seu tamanho total (abaixo de 15 centímetros) até totalmente caída.

A subtração dos danos nas parcelas abertas pelos danos nas parcelas fechadas evidenciou o pisoteio por mamíferos, já que, em ambos os tratamentos houve quebra de galhos ou outros tipos de danos, mas somente nas parcelas abertas houve pisoteio por grandes mamíferos. O pisoteio foi mensurado a cada seis meses, a fim de contemplar períodos mais secos e mais chuvosos e, dessa forma, acompanhar a frutificação de algumas espécies. O experimento teve início em maio de 2010 e terminou em novembro de 2011, num total de 18 meses de amostragem, obtendo-se, ao total, três medidas (seis, 12 e 18 meses, já que no mês zero as plântulas artificiais haviam sido colocadas no quadrante).

A análise de pisoteio de plântulas artificiais pode servir como um bom indicativo para a análise de sobrevivência de plântulas naturais. Isso porque, as plântulas artificiais não contam com fatores intrínsecos das espécies que podem contribuir para a mortalidade, como acontece com as plântulas naturais ao longo do tempo (Fenner 1987).

#### *Diversidade de espécies*

Todos os indivíduos com altura inferior a um metro e superior a 10 cm foram medidos e marcados nos três quadrantes correspondentes. As medidas foram tomadas com uma fita métrica a partir do ponto mais próximo do solo até o ápice do folíolo mais alto. Os indivíduos foram identificados sempre que possível, pelo menos ao nível de família, mas boa parte pode ser identificada até espécie. Todos os indivíduos foram classificados como plântulas apesar das dificuldades em se determinar esse estágio (Fenner 1987).

Os quadrantes com estes experimentos foram revisados nos mesmos meses do experimento das plântulas artificiais, quando se verificou a sobrevivência dos regenerantes já marcados e novas plântulas puderam ser acrescentadas nas análises. Essas amostragens foram revisadas também a cada seis meses, a fim de contemplar as estações seca e chuvosa e períodos de frutificação de espécies. Aqui, ao final deste experimento, foram obtidas quatro medidas (zero, seis, 12 e 18 meses).

#### ANÁLISES ESTATÍSTICAS

##### *Pisoteio*

A análise de pisoteio de plântulas artificiais foi realizada através de um Modelo Linear Misto (*Linear Mixed Models*, GLM) (Nelder & Wedderburn 1972). Foi feita uma subtração entre as parcelas abertas e fechadas (controle – tratamento) ao longo das três medições (pressupondo maior mortalidade nas parcelas abertas, já que estas contavam com danos ocasionais por quebras de galhos e pisoteio por animais); a parcela foi incluída como fator

fixo para que o tempo fosse uma medida repetida na análise. Foi utilizada a função *lme* (Vazquez *et al.* 2010), no pacote *nlme* (<http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>) do software livre R 2.13.1 (<http://www.r-project.org/>). A normalidade e adequação ao modelo foi comprovada através do gráfico da variância dos resíduos, que mostrou uma dispersão não-agrupada. A fim de saber detalhadamente as mudanças entre as medições, foi utilizada a função *estimable* no pacote *gmodels* (<http://cran.r-project.org/web/packages/gmodels/index.html>) no software R.

### *Diversidade de espécies*

A riqueza e abundância de espécies também foram analisadas a cada seis meses, em cada um dos tratamentos (parcelas abertas e fechadas). A diversidade alfa foi calculada a partir do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), também a cada seis meses. Uma análise semelhante a do pisoteio também foi utilizada para essas variáveis: foi feita a diferença entre as parcelas abertas e fechadas (controle – tratamento) ao longo dos tempos; a parcela foi incluída como fator fixo num modelo GLM. Para tal, foi utilizada a função *lme* (Vazquez *et al.* 2010), no pacote *nlme* (<http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>) do software livre R 2.13.1 (<http://www.r-project.org/>). A normalidade foi testada através do gráfico dos resíduos, que mostrou dispersão não-normal, indicando adequação ao modelo.

Para estimativa e comparação da diversidade beta entre as parcelas abertas e fechadas, foi utilizada a análise de homogeneidade de dispersões multivariadas proposta por Anderson *et al.* (2006). Neste procedimento, primeiro foram estimadas as distâncias das amostras (parcelas) ao centróide do seu grupo (tratamento aberto ou fechado) no espaço multivariado de uma análise de coordenadas principais (PCoA). A distância média das unidades amostrais ao seu centróide é a estimativa de diversidade beta para o tratamento. O segundo passo da análise consistiu em comparar as medidas de diversidade beta entre os tratamentos aberto e fechado. Para isso, foi utilizado um teste de permutação com 999 aleatorizações. Estes procedimentos foram feitos separadamente com duas matrizes de similaridade: uma baseada na distância de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957) e outra baseada na distância de Jaccard (Jaccard 1900, 1901). Isso foi feito pois diferenças na diversidade beta podem ser causadas tanto por uma mudança na composição das espécies quanto por uma mudança na abundância de indivíduos das mesmas espécies (Anderson *et al.* 2006). Finalmente, esses procedimentos foram realizados para cada um dos períodos do experimento (zero, seis, 12 e 18 meses). Essas análises foram realizadas no programa R 2.13.1 (<http://www.r-project.org/>) utilizando a função *betadisper*, no pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2010).

## RESULTADOS

### *Pisoteio*

O modelo GLM para pisoteio revelou que houve diferenças significativas no pisoteio de plântulas artificiais ao longo do tempo ( $P < 0,0001$ ). A função *estimable* revelou que houve diferenças já a partir do mês seis (primeira amostragem), se mantendo significativa no mês 12 e no mês 18 ( $P = 0,3 \cdot 10^{-5}$ ;  $P = 0,3 \cdot 10^{-12}$ ;  $P = 0,5 \cdot 10^{-10}$ ).

Isso significa que o pisoteio aumentou entre os meses seis e 12 (atingindo seu maior nível nesse período). Entre 12 e 18 meses, o pisoteio teve uma pequena queda, mas ainda assim foi superior ao tempo seis (Figura 3). Em termos biológicos, isso indica que o dano causado por mamíferos foi significativo, indicando o potencial desses animais como pisoteadores.

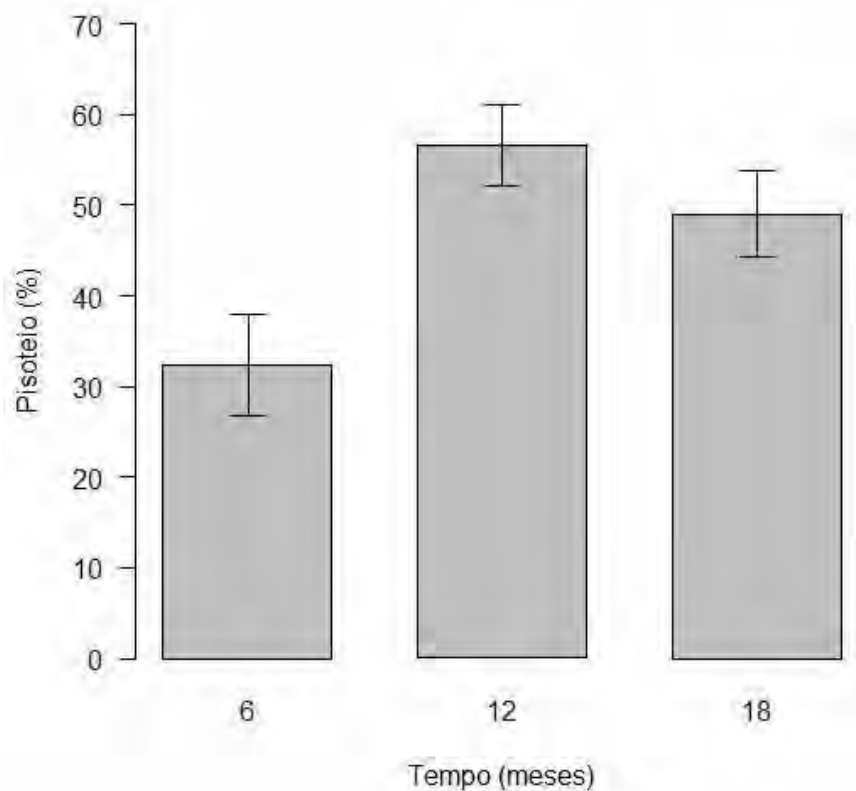


Figura 3: Danos médios causados por mamíferos nas plântulas artificiais ( $\pm$  erro padrão) nas parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo, aqui expressos em porcentagem de pisoteio.

### *Diversidade e abundância de espécies*

Dentre as plantas naturais, ao longo dos 18 meses de amostragem, foram marcados 1176 indivíduos nos pares de parcelas, sendo 561 nas parcelas abertas e 615 nas parcelas fechadas. Foram identificadas 102 espécies/morfoespécies, pertencentes a 50 famílias, e somente 112 indivíduos (9,5%) não puderam ser identificadas (Anexo 4). A densidade média de plântulas nas parcelas fechadas no tempo inicial foi similar à densidade média de plântulas nas parcelas fechadas no tempo final. O mesmo não ocorreu nas parcelas abertas, tendo havido uma diminuição na densidade média de plântulas nas mesmas (Anexo5). A espécie mais abundante foi *Euterpe edulis*, correspondendo a 17,2 % do total de indivíduos amostrados.

A riqueza de espécies nas parcelas abertas diminuiu, enquanto que nas parcelas fechadas, apresentou um padrão mais constante e com valor mais alto (Figura 4). O modelo GLM para riqueza de espécies mostrou diferenças significativas entre os tratamentos ( $P < 0,0001$ ). A função *estimable* revelou que essas mudanças ocorreram já após seis meses de estudo ( $P = 0,02$ ) e se manteve nos meses seguintes (12 meses  $P = 0,007$  e 18 meses  $P = 0,0003$ ). No tempo zero (quando o experimento foi iniciado), a riqueza média de espécies era igual entre as parcelas abertas e fechadas ( $P = 0,19$ ), como se esperaria, já que eram próximas (Figura 4).

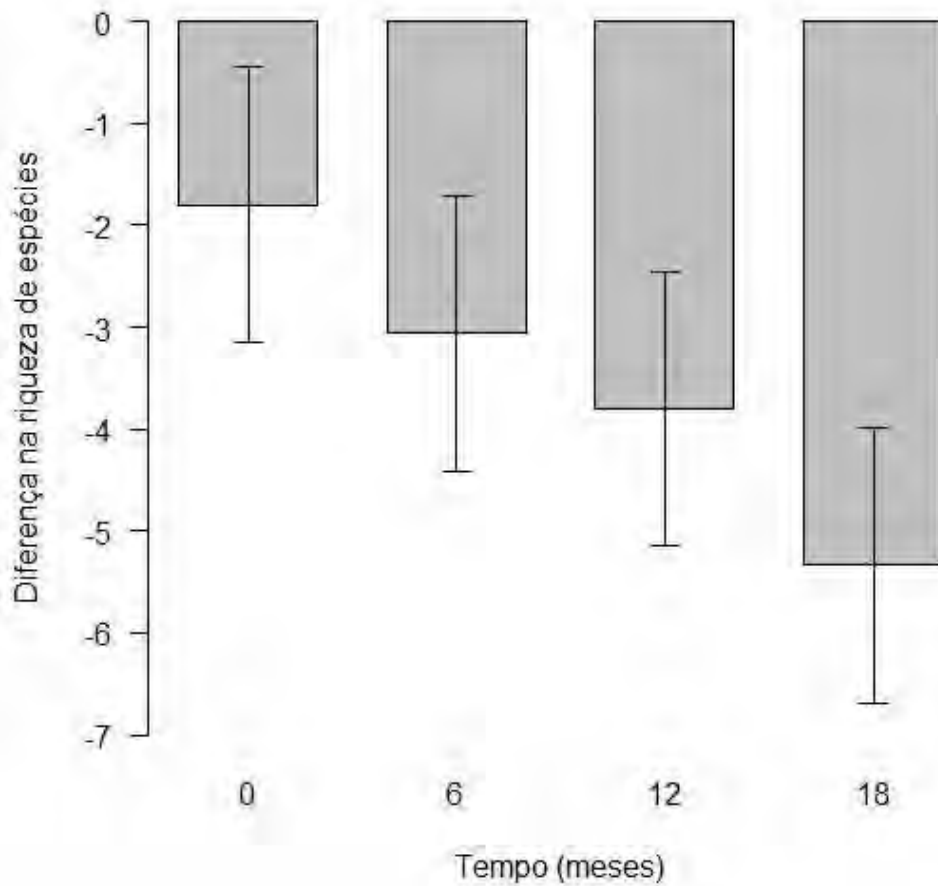


Figura 4: Diferenças na riqueza de espécies de plantas entre parcelas abertas e fechadas ( $\pm$  erro padrão) ao longo dos meses de estudo.

Para abundância de espécies, o modelo GLM revelou diferenças significativas entre os tratamentos ( $P < 0,0001$ ). A função *estimable* revelou que essas mudanças ocorreram após 12 meses de tratamento ( $P = 0,02$ ) e se mantiveram após 18 meses ( $P = 0,00006$ ). Como se poderia esperar, as abundâncias iniciais (zero meses e seis) eram semelhantes ( $P = 0,7$  e  $P = 0,09$ ), dada a proximidade entre as parcelas abertas e fechadas (Figura 5).

Para a espécie mais abundante, *E. edulis*, o GLM não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ( $P = 0,23$ ). Contudo, a função *estimable* apresentou sinais de que há uma tendência de diferenciação entre as parcelas após 18 meses de tratamento, sendo que nesse mês, a diferença entre as abundância dessa espécie se mostrou significativa ( $P = 0,002$ ) (Figura 6).

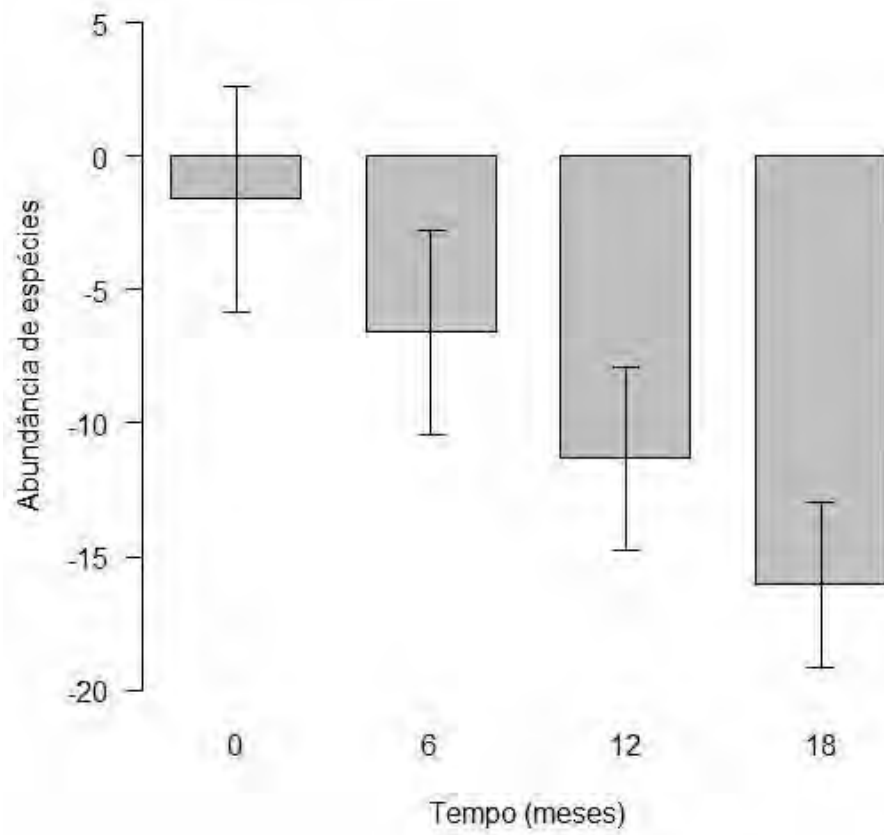


Figura 5: Diferenças na abundância de espécies ( $\pm$  erro padrão) entre parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo.

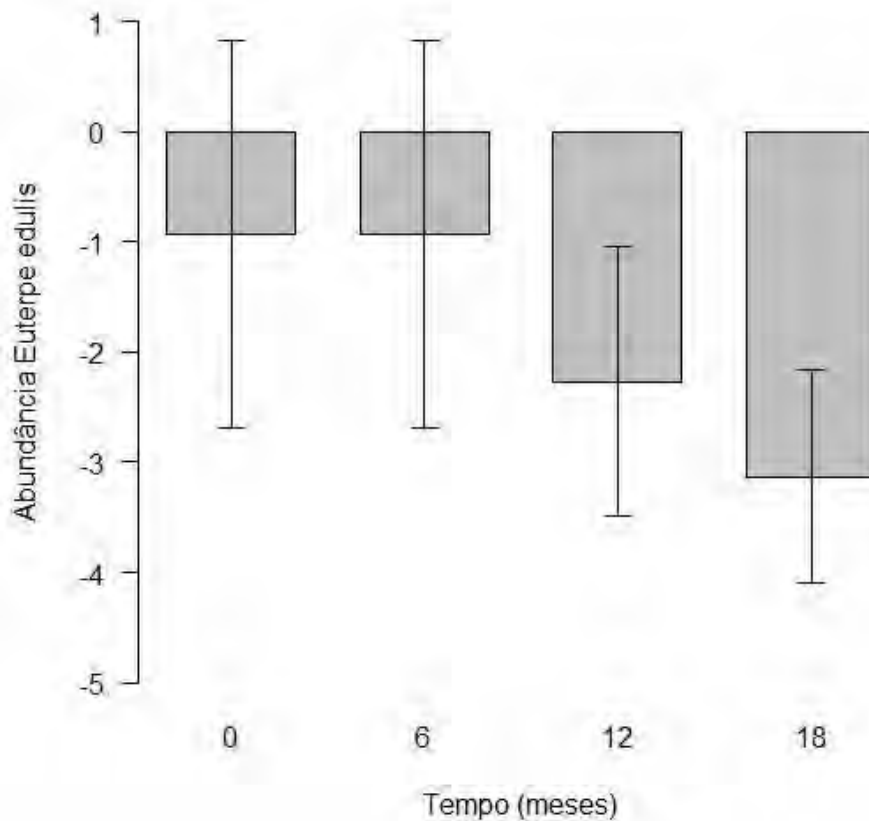


Figura 6: Diferenças entre parcelas abertas e fechadas na abundância da espécie dominante, *Euterpe edulis* ( $\pm$  erro padrão) ao longo dos meses de estudo.

A diversidade ( $H'$ ) nas parcelas abertas e fechadas se mostrou significativamente diferente ao longo do tempo ( $P = 0,002$ ). A função *estimable* revelou que as diferenças foram observadas a partir do tempo 18 meses ( $P = 0,02$ ). O tempo 12 meses foi marginalmente não significativo ( $P = 0,06$ ) e os tempos seis e zero meses não foram significativos ( $P = 0,24$  e  $P = 0,57$ , respectivamente). De modo geral, na média, a diversidade nas parcelas abertas passou a ser menor, enquanto que, nas parcelas fechadas, se manteve constante (Figura 7).

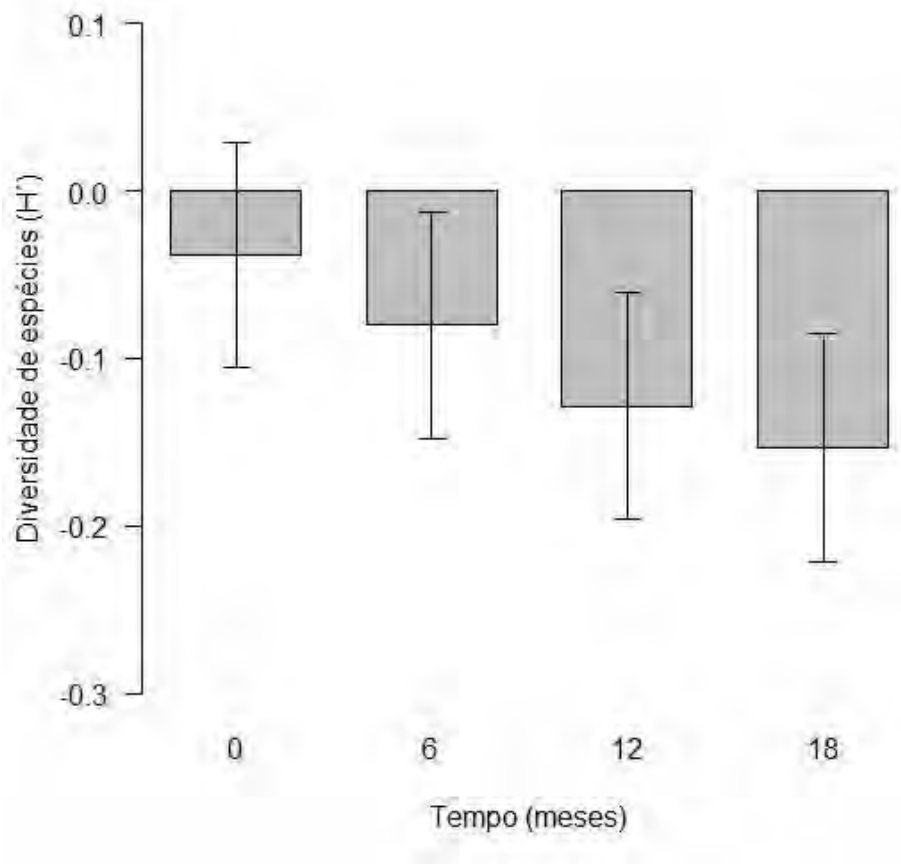


Figura 7: Diferenças na diversidade de espécies (índice de Shannon -  $H'$ ) ( $\pm$  erro padrão) entre parcelas abertas e fechadas ao longo dos meses de estudo.

O teste de homogeneidade de dispersões multivariadas, baseado na dissimilaridade de Jaccard e Bray-Curtis, não revelou diferenças na diversidade beta de plântulas entre os tratamentos aberto e fechado nos tempos zero ( $P = 0.89$  e  $P = 0.64$ , respectivamente), seis ( $P = 0.39$  e  $P = 0.26$ ) e 12 meses ( $P = 0.31$  e  $P = 0.14$ ). Já no tempo 18 meses, a diversidade beta foi maior no tratamento aberto, tanto para dissimilaridade de Jaccard quanto Bray-Curtis ( $P = 0.01$  e  $P = 0.009$ ). Após 18 meses de tratamento, as parcelas abertas tiveram um aumento no valor da distância média ao centróide do grupo, enquanto que as parcelas fechadas tiveram uma diminuição no valor da distância média ao centróide do grupo. Isso significa que, após 18 meses de exclusão de grandes mamíferos as parcelas se tornaram significativamente diferentes entre si (Figura 8).

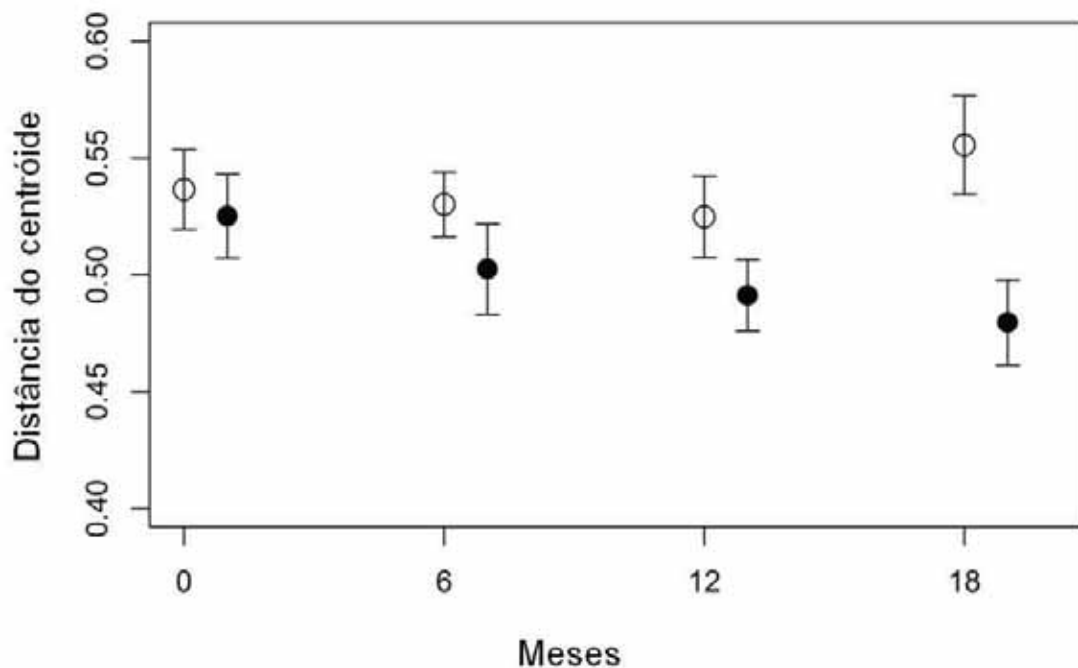


Figura 8: Diversidade  $\beta$  (medida aqui como a distância do centróide) das plantas regenerantes ao longo do tempo no PEIC ((●) parcelas fechadas e (○) parcelas abertas).

## DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos, foi verificada que a hipótese de que uma perda nas espécies de mamíferos herbívoros de maior porte levaria a uma diminuição na diversidade beta dos regenerantes vegetais foi corroborada. Parcelas de exclusão de grandes mamíferos afetaram a diversidade vegetal na Mata Atlântica, mesmo após um curto período de tempo. Assim, o conceito destes animais como influentes herbívoros e pisoteadores é fortalecido (Jones *et al.* 1994, 1997, Wright & Jones 2006, Keuroghlian & Eaton 2009), não apenas nos índices já comumente testados que exprimem somente a diversidade local, mas também no âmbito espacial e temporal em uma escala mais ampla, a beta diversidade.

Neste trabalho, a riqueza, a abundância e a diversidade de plântulas apresentaram uma diminuição ao longo do tempo, nos locais onde os grandes mamíferos herbívoros tiveram acesso. Contudo, quando se analisou a diversidade beta (ampla escala), o que se observou foi

um aumento nesse parâmetro, representando uma maior heterogeneidade vegetal entre as parcelas.

Grandes mamíferos são considerados importantes dispersores e influenciam na chuva de sementes (Stoner *et al.* 2007), como os primatas, que dispersam sementes a partir do topo de árvores. Contudo, neste trabalho, a chuva de sementes foi um fator controlado, já que ambas as parcelas (aberta e fechada) foram expostas às mesmas condições. O mesmo pode ser aplicado ao banco de sementes, uma vez que houve pareamento entre as parcelas. Desse modo, sem a influência da chuva de sementes e nem do banco de sementes, há maior evidência no papel de grandes vertebrados terrestres como modificadores da comunidade vegetal.

O pisoteio de plântulas artificiais também reforça os resultados obtidos com as plântulas naturais. O pisoteio ao longo do tempo indica a influência de grandes vertebrados terrestres sobre a vegetação (Clark & Clark 1989, Beck 2006) e, como não contam com fatores naturais para a mortalidade de plântulas (Fenner 1987), toda a “mortalidade” de plântulas artificiais se restringe a efeitos de pisoteio e queda de galhos. No PEIC, os danos observados às plântulas artificiais foram superiores em parcelas expostas a médios e grandes mamíferos, em comparação a parcelas fechadas, que estavam expostas apenas a danos de pequenos vertebrados e queda de galhos.

Com relação às plântulas naturais, a diversidade ( $H'$ ), a riqueza e abundância de espécies de plântulas mostraram uma acentuada redução na presença de grandes herbívoros. Aliado a isso, a tendência à diminuição na abundância da espécie dominante, *E. edulis*, nas parcelas abertas revela uma maior diversificação entre as parcelas, evitando dominância da espécie mais abundante. Esses resultados, somados, podem causar, ao longo do tempo, efeitos na densidade de espécies dominantes, e consequente liberação de nichos a outras espécies mais raras, culminando no aumento da diversidade beta. (Wright 2002, Queenborough *et al.* 2007, Comita *et al.* 2010)

De fato, a diminuição na diversidade ( $H'$ ) e riqueza locais culminou em um aumento na diversidade em ampla escala (beta diversidade), pois diversificou e criou ‘mosaicos’ nos locais onde os grandes mamíferos tiveram acesso, aumentando a heterogeneidade da floresta. Ao contrário, nos locais onde esses animais foram excluídos, houve uma maior homogeneização das áreas.

Theimer *et al.* (2011) verificaram aumento na abundância relativa, riqueza e na densidade de plântulas em parcelas de exclusão de vertebrados, mas não encontraram alterações na diversidade alfa (índice de Shannon), mesmo após sete anos de estudo. Contudo, a área estudada por estes autores é considerada livre de grandes herbívoros tais como veados, porcos, antas, além de grandes predadores, o que pode ter influenciado nos resultados (Theimer *et al.* 2011).

DeMattia *et al.* (2006) encontraram pouca influência de mamíferos sobre o recrutamento vegetal após um ano de experimento, mas esses autores sugerem que esses vertebrados teriam um efeito mais significativo após maior tempo de estudo. Em contrapartida, (Asquith *et al.* 1997) realizaram experimentos de exclusão de vertebrados terrestres em comunidades vegetais com faunas distintas e comprovaram maior herbivoria de plântulas e predação de sementes em áreas expostas a grandes vertebrados.

Esses resultados certamente têm um significado importante para representar o papel dos herbívoros sobre a comunidade vegetal, mas considerar aspectos da diversidade beta pode ser um conceito central para o entendimento da diversidade ecológica em comunidades (Condit *et al.* 2002, Legendre *et al.* 2005). A composição de espécies entre áreas varia bastante (Duivenvoorden *et al.* 2002) e a diversidade beta pode ser um importante para entender as interações entre mamíferos e seus ambientes (Pardini *et al.* 2005). A escala ecológica com a qual se está lidando também é fator fundamental para se obter uma resposta significativa, seja ela em níveis de alfa ou beta diversidade (Gering & Crist 2002) e o tempo também deve ser levado em conta (Magurran 2008).

A escolha de um índice não-paramétrico de diversidade alfa (Shannon, Simpson etc) pode muitas vezes confundir a análise e gerar um viés ao resultado ao inserir pesos a determinados componentes em detrimento de outros (Melo 2008). Um determinado índice pode intensificar o peso para a riqueza na análise, em detrimento da abundância, enquanto que outro índice pode fazer o contrário (Melo 2008). A beta diversidade foi medida como a variabilidade na composição de espécies entre unidades amostrais por uma dada área e numa dada escala temporal (Anderson *et al.* 2006) justamente por admitir que existem diferenças naturais nos gradientes ambientais. Além disso, por se tratar de um experimento que envolve tempo, este também poderia ser um fator de influência na reposição de espécies, uma vez que comunidades ecológicas nunca são estáticas (Magurran 2008). Dessa forma, foi possível obter resultados significativos entre a interação de grandes mamíferos e a comunidade vegetal.

No PEIC, a exclusão de grandes herbívoros em parcelas pode ter sido fundamental para a perda de diversidade beta dos regenerantes de plantas. Isso porque, pelo seu grande deslocamento, esses animais podem causar grande perturbação no sub-bosque florestal, impedindo a dominância de espécies vegetais mais agressivas e promovendo a diversidade vegetal através da heterogeneidade de habitats (Beck 2006). Mesmo com a diversa fauna, a população de queixadas é a maior dentre as populações de grandes vertebrados terrestres no PEIC e pode estar tendo um aumento em sua densidade (*ver* capítulo I). Isso pode estar influenciando o consumo e o pisoteio de plantas e ser uma resposta chave para as modificações observadas neste trabalho (Keuroghlian *et al.* 2004, Wyatt & Silman 2004, Keuroghlian & Eaton 2008).

Queixadas são frequentemente consideradas as principais modificadoras do ambiente nos neotrópicos, sendo tratados como ‘engenheiras do ecossistema’, pois possibilitam a criação de novos nichos através do pisoteio e herbivoria de plantas, e regulam populações de outros vertebrados (Roldan & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003, Beck 2006, Keuroghlian & Eaton 2009, Beck *et al.* 2010). Esses ungulados possuem um comportamento gregário, forrageiam em grandes bandos e possuem ampla distribuição de área de vida quando comparados aos catetos (*Pecari tajacu*), que vivem em bandos menores (Keuroghlian & Eaton 2009), e às antas (*Tapirus terrestris*), solitárias (Augustine & McNaughton 1998, Judas & Henry 1999).

Na figura do principal mamífero herbívoro de grande porte encontrado no PEIC atualmente, a influência das queixadas sobre a diversidade vegetal já foi relatada em diversos trabalhos, principalmente sobre a comunidade de palmeiras (Silman *et al.* 2003, Wyatt & Silman 2004, Keuroghlian & Eaton 2009). Neste trabalho não foi mensurada nenhuma resposta específica relacionando abundância de queixadas e seu consumo de palmeiras, mas foram verificados alguns eventos de predação de jovens de *Euterpe edulis* durante as incursões de campo (Anexo 6), revelando serem estes animais consumidores desta espécie na região (*ver* Rocha-Mendes 2010). Além disso, a população de palmitos é a principal população de palmeira encontrada no local, representando quase um quinto da comunidade vegetal.

Roldan & Simonetti 2001 compararam duas áreas com diferentes pressões de caça na floresta tropical boliviana, e colocaram o tamanho da população de queixadas como sendo a principal diferença entre elas. Estes autores verificaram que a ausência destes ungulados

resultou em pisoteio de plântulas artificiais 5,4 vezes menor, além de sobrevivência de 1,15 vezes maior para plântulas naturais.

Em outros trabalhos semelhantes realizados na Mata Atlântica com exclusão de grandes herbívoros, foram verificados efeitos categóricos da população de queixadas sobre a comunidade vegetal, enquanto que outro grande mamífero herbívoro, a anta (*T. terrestris*) mostrou pouca influência, pelo menos em curto prazo de tempo (Rocha-Mendes 2010, Brocardo 2011). A anta nem sempre é considerada uma eficiente dispersora por digerir grandes quantidades de sementes e defecá-las de maneira agrupada, mas esses animais consomem uma grande quantidade de folhas e frutos e podem dispersar sementes a longas distâncias (Bodmer 1990, Schupp 1993, Galetti *et al.* 2001, Tobler *et al.* 2010).

Sendo assim, a extinção da anta (*T. terrestris*) no PEIC pode ter trazido algumas consequências à comunidade vegetal ao longo das últimas décadas, mas as queixadas, ainda presentes em alta densidade no PEIC, são as grandes modificadoras da comunidade vegetal no ambiente onde estão inseridas (Altrichter *et al.* 2001, Roldan & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003, Wyatt & Silman 2004, Beck 2006, Keuroghlian & Eaton 2009). Essa espécie se mostra como chave para a estruturação do ambiente e sua perda pode trazer sérias consequências para a comunidade vegetal (Asquith *et al.* 1997, Beckman & Muller-Landau 2007, Muller-Landau 2007), num clássico exemplo de efeito *top down*. Portanto, a manutenção desses mamíferos dentro de Unidades de Conservação, bem como em outras áreas naturais deve ser prioridade em processos de conservação da biodiversidade e a caça deve ser fortemente reprimida.

**BIBLIOGRAFIA CITADA**

- ALTRICHTER, M., E. CARRILLO, J. SAENZ, and T. K. FULLER. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla : Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. *Revista De Biologia Tropical* 49: 1183-1192.
- ANDERSON, M. J., K. E. ELLINGSEN, and B. H. MCARDLE. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683-693.
- ASQUITH, N. M., S. J. WRIGHT, and M. J. CLAUSS. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78: 941-946.
- AUGUSTINE, D. J., and S. J. MCNAUGHTON. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: Herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62: 1165-1183.
- BECK, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87: 519-530.
- BECK, H., P. THEBPANYA, and M. FILIAGGI. 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology* 26: 407-414.
- BECKMAN, N. G., and H. C. MULLER-LANDAU. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica* 39: 328-339.
- BODMER, R. E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222: 121-128.
- BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. 1957. An ordination for the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- BROCARDO, C. R. 2011. Defaunação em uma área contínua de Mata Atlântica e consequências para o sub-bosque florestal. Dissertação de Mestrado, Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 70 p.
- CARDILLO, M., G. M. MACE, J. L. GITTLEMAN, and A. PURVIS. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 4157-4161.
- CLARK, D. B., AND D. A. CLARK. 1989. The Role of Physical Damage in the Seedling Mortality Regime of a Neotropical Rain Forest. *Oikos* 55: 225-230.
- CLARK, D. B., and D. A. CLARK. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in tropical rain forest. *Journal of Ecology* 79: 447-457.
- COMITA, L. S., H. C. MULLER-LANDAU, S. AGUILAR, and S. P. HUBBELL. 2010. Asymmetric Density Dependence Shapes Species Abundances in a Tropical Tree Community. *Science* 329: 330-332.
- CONDIT, R., N. PITMAN, E. G. LEIGH, J. CHAVE, J. TERBORGH, R. B. FOSTER, P. NUNEZ, S. AGUILAR, R. VALENCIA, G. VILLA, H. C. MULLER-LANDAU, E. LOSOS, and S. P. HUBBELL. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666-669.

- DEMATTIA, E. A., B. J. RATHCKE, L. M. CURRAN, R. AGUILAR, and O. VARGAS. 2006. Effects of small rodent and large mammal exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38: 196-202.
- DIRZO, R., and A. MIRANDA. 1990. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest. Structure, Function, and Diversity. A Sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- DUIVENVOORDEN, J. F., J. C. SVENNING, and S. J. WRIGHT. 2002. Ecology - Beta diversity in tropical forests. *Science* 295: 636-637.
- FA, J. E., C. A. PERES, and J. MEEUWIG. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology* 16: 232-237.
- FA, J. E., S. F. RYAN, and D. J. BELL. 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biological Conservation* 121: 167-176.
- FENNER, M. 1987. Seedlings. *New Phytologist* 106: 35-47.
- FRAGOSO, J. M. V. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- GALETTI, M., A. KEUROGHLIAN, L. HANADA, and M. I. MORATO. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. *Biotropica* 33: 723-726.
- GERING, J. C., and T. O. CRIST. 2002. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters* 5: 433-444.
- HANSEN, D. M., and M. GALETTI. 2009. The Forgotten Megafauna. *Science* 324: 42-43.
- HENRY, O., F. FEER, and D. SABATIER. 2000. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica* 32: 364-368.
- JACCARD, P. 1900. Contribution an Problème de l'immigration post-glaciaire de la flore alpine. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 36: 87-130.
- JACCARD, P. 1901. Etude compararative de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 647-579.
- JONES, C. G., J. H. LAWTON, and M. SHACHAK. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- JONES, C. G., J. H. LAWTON, and M. SHACHAK. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946-1957.
- JORDANO, P., C. GARCIA, J. A. GODOY, and J. L. GARCIA-CASTANO. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 3278-3282.
- JUDAS, J., and O. HENRY. 1999. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Management* 63: 546-552.

- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, and W. S. LONGLAND. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 411-425.
- KEUROGHLIAN, A., and D. P. EATON. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: Effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40: 62-70.
- KEUROGHLIAN, A., and D. P. EATON. 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: 1733-1750.
- LIDLAW, R. K. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14: 1639-1648.
- LAURANCE, W. F., and R. O. BIERREGAARD JR. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. 632p.
- LEGENDRE, P., D. BORCARD, and P. R. PERES-NETO. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435-450.
- LOPES, M. A., and S. F. FERRARI. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658-1665.
- MAGURRAN, A. E. 2008. Diversity Over Time. *Folia Geobotanica* 43: 319-327.
- MULLER-LANDAU, H. C. 2007. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in tropical forests. *Biotropica* 39: 372-384.
- NELDER, J. A., and WEDDERBURN. 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society Series a-General* 135: 370-384.
- PAINE, C. E. T., and H. BECK. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88: 3076-3087.
- PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, and J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- 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: 240-253.
- PERES, C. A., and E. PALACIOS. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304-315.
- PHILLIPS, O. L. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6: 291-311.
- QUEENBOROUGH, S. A., D. F. R. P. BURSLEM, N. C. GARWOOD, and R. VALENCIA. 2007. Neighborhood and community interactions determine the spatial pattern of tropical tree seedling survival. *Ecology* 88: 2248-2258.

- REDFORD, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42: 412-422.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, and M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- ROLDAN, A. I., and J. A. SIMONETTI. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology* 15: 617-623.
- ROYO, A. A., and W. P. CARSON. 2005. The herb community of a tropical forest in central Panama: dynamics and impact of mammalian herbivores. *Oecologia* 145: 66-75.
- SCHUPP, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 108: 15-29.
- SILMAN, M. R., J. W. TERBORGH, and R. A. KILTIE. 2003. Population regulation of a dominant-rain forest tree by a major seed-predator. *Ecology* 84: 431-438.
- STONER, K. E., P. RIBA-HERNANDEZ, K. VULINEC, and J. E. LAMBERT. 2007. The role of mammals in creating and modifying seedshadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica* 39: 316-327.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. *Biotropica* 24: 283-292.
- TERBORGH, J., G. NUNEZ-ITURRI, N. C. A. PITMAN, F. H. C. VALVERDE, P. ALVAREZ, V. SWAMY, E. G. PRINGLE, and C. E. T. PAINE. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89: 1757-1768.
- THEIMER, T. C., C. A. GEHRING, P. T. GREEN, and J. H. CONNELL. 2011. Terrestrial vertebrates alter seedling composition and richness but not diversity in an Australian tropical rain forest. *Ecology* 92: 1637-1647.
- TOBLER, M. W., J. P. JANOVEC, and F. CORNEJO. 2010. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42: 215-222.
- VAZQUEZ, A. I., D. M. BATES, G. J. M. ROSA, D. GIANOLA, and K. A. WEIGEL. 2010. Technical note: An R package for fitting generalized linear mixed models in animal breeding. *Journal of Animal Science* 88: 497-504.
- WRIGHT, J. P., and C. G. JONES. 2006. The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: Progress, limitations, and challenges. *Bioscience* 56: 203-209.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.
- WRIGHT, S. J., A. HERNANDEZ, and R. CONDIT. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. *Biotropica* 39: 363-371.
- WYATT, J. L., and M. R. SILMAN. 2004. Distance-dependence in two Amazonian palms: effects of spatial and temporal variation in seed predator communities. *Oecologia* 140: 26-35.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Principalmente nas últimas duas décadas, muitos trabalhos têm relatado a importância de grandes mamíferos herbívoros sobre a comunidade vegetal. Na Mata Atlântica, entretanto, pouco ainda tem sido feito a esse respeito, apesar da importante mastofauna residente e da iminente ameaça antrópica no que diz respeito à fragmentação de habitats e caça.

Até mesmo os trabalhos já realizados em matas contínuas não conseguem prever muito consenso sobre os resultados. Alguns afirmam que grandes herbívoros sequer possuem um papel relevante sobre a comunidade vegetal. Contudo, pouco se discute em termos de diversidade beta, um conceito fundamental para o entendimento de comunidades no espaço e no tempo.

No Capítulo I foi possível concluir a eficiência de uma Unidade de Conservação para abrigar espécies de mamíferos, mesmo as ameaçadas. Mesmo assim, flutuações naturais das populações podem influenciar toda a comunidade de mamíferos, colocando em risco a estruturação vegetal. A queixada (*Tayassu pecari*), importante mamífero herbívoro, se mostrou como a espécie mais abundante no PEIC. Também é possível pronunciar que a caça é uma realidade que deve ser controlada e reprimida, já que pode prejudicar o estado de preservação do ecossistema.

No Capítulo II, que simulou a extinção de grandes mamíferos herbívoros, as queixadas se mostraram como as grandes modificadoras da comunidade vegetal quando analisamos uma escala mais ampla (diversidade beta), já que apresentam alta densidade no PEIC. Assim, fica evidente que a grande contribuição deste trabalho é o foco sob o qual foi observada a comunidade vegetal e as mudanças por ela sofridas. Isso revelou resultados essenciais em termos de estruturação de plantas, até então ainda pouco esclarecidos.

Fica clara a importância de grandes áreas contínuas para a manutenção de populações de mamíferos e o incentivo a novos trabalhos de longo prazo também devem ser priorizados a fim de entender melhor os efeitos destes animais sobre as plantas e esclarecer as lacunas que ainda existem quando tratamos de defaunação.

**ANEXOS**



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 1: A: *Leopardus tigrinus*  
B: *Leopardus pardalis*.



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 2: A: *Puma yagouaroundi*, B: *Puma concolor*.



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 3: A: *Eira barbara*, B: *Tamanua tetradactyla*.



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 4: A: *Mazama americana*, B: *Tayassu pecari*.



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 5: A: *Didelphis aurita*, B: *Dasyprocta leporina*.



Anexo 1: Animais capturados em armadilhas fotográficas, Figura 6: *Cerdocyon thous*.



Anexo 2. Vista frontal da parcela de exclusão no PEIC, aberta na porção superior, permitindo a entrada de luz solar, chuva de sementes e impedindo a acumulação de folhas caídas.



Anexo 3. Plântulas artificiais nas parcelas fechadas / abertas no PEIC

Anexo 4: Espécies e morfoespécies de plântulas amostradas nas unidades amostrais no PEIC e suas respectivas famílias.

<b>Família</b>	<b>Espécie /Morfoespécie</b>
Acanthaceae	Acanthaceae
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>
Apocynaceae	Apocynaceae
Araceae	Araceae
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>
Arecaceae	<i>Geonoma</i> sp.
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>
Asteraceae	Asteraceae
Bignoniaceae	Bignoniaceae
Blechnaceae	Blechnaceae
Caesalpinaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i>
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella</i> sp.
Chrysobalanaceae	<i>Parinari excelsa</i>
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i>
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>
Commelinaceae	Commelinaceae
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>
Euphorbiaceae	<i>Pausandra morisiana</i>
Fabaceae	<i>Inga edulis</i>
Fabaceae	<i>Dalbergia</i> sp.
Fabaceae	<i>Pterocarpus violaceus</i>
Fabaceae	<i>Piptadenia</i> sp.
Flacourtiaceae	<i>Casearia</i> sp.
Heliconiaceae	<i>Heliconia velloziana</i>

<b>Família</b>	<b>Espécie /Morfoespécie</b>
Iridaceae	<i>Neomarica candida</i>
Lacistemaceae	<i>Lacistema pubescens</i>
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>
Lauraceae	Lauraceae
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i>
Loganiaceae	<i>Strychnos trinervis</i>
Malpighiaceae	Malpighiaceae
Marantaceae	<i>Calathea</i> sp.
Marantaceae	Marantaceae
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>
Meliaceae	<i>Trichilia</i> sp.
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>
Myristicaceae	<i>Virola gardneri</i>
Myrsinaceae	<i>Rapanea</i> sp.
Myrtaceae	<i>Calycorectes</i> sp.
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia melonogyna</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia mosenii</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia multcostata</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia neoaustralis</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia sulcata</i>
Myrtaceae	<i>Gomidesia spectabilis</i>
Myrtaceae	<i>Gomidesia tijucensis</i>
Myrtaceae	<i>Marlierea obscura</i>
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i>
Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrcioides</i>

<b>Família</b>	<b>Espécie /Morfoespécie</b>
Myrtaceae	Myrtaceae
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>
Nyctaginaceae	<i>Guapira</i> sp.
Ochnaceae	<i>Ouratea parvifolia</i>
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i>
Oleaceae	<i>Chionanthus filiformis</i>
Piperaceae	Piperaceae
Poaceae	<i>Parodiolyra</i> sp.
Polypodiaceae	Polypodiaceae
Rubiaceae	<i>Ixora</i> sp.
Rubiaceae	<i>Psychotria mapourioides</i>
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i>
Rubiaceae	Rubiaceae sp.1
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i>
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i>
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.
Salicaceae	<i>Xylosma glaberrima</i>
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i>
Smilacaceae	Smilacaceae
Urticaceae	<i>Pourouma guianensis</i>
Viteceae	<i>Cissus</i> sp.
Vochysiaceae	<i>Vochysia bifalcata</i>

Anexo 5: Densidade média de plântulas amostradas em cada parcela (abertas e fechadas), ao longo dos meses de amostragem no PEIC.

Parcela	Tratamento	Densidade (plântulas/m <sup>2</sup> )			
		Tempo 0	Tempo 6	Tempo	Tempo 18
1	Aberto	6,7	5,7	5,0	3,0
2	Aberto	21,3	17,0	11,0	8,7
3	Aberto	6,7	6,0	3,0	2,3
4	Aberto	14,0	13,0	12,0	10,7
5	Aberto	16,3	9,7	8,7	7,0
6	Aberto	6,7	4,7	3,3	1,0
7	Aberto	8,0	7,7	3,7	3,7
8	Aberto	19,0	14,7	12,7	9,7
9	Aberto	8,3	14,3	9,7	5,7
10	Aberto	7,7	3,7	2,3	1,3
11	Aberto	17,7	15,0	12,7	9,3
12	Aberto	4,0	6,3	3,7	3,0
13	Aberto	5,0	4,7	5,7	2,0
14	Aberto	8,0	2,7	2,3	1,3
15	Aberto	4,3	5,0	3,0	1,7
1	Fechado	5,7	6,0	4,7	8,7
2	Fechado	14,7	12,3	10,3	11,0
3	Fechado	10,3	9,3	9,7	10,3
4	Fechado	18,3	17,7	17,3	17,7
5	Fechado	15,7	16,0	15,7	15,0
6	Fechado	9,7	7,7	9,0	9,0
7	Fechado	6,3	7,0	6,3	6,0
8	Fechado	21,7	21,3	20,3	20,3
9	Fechado	13,0	15,0	15,3	12,0
10	Fechado	18,7	18,0	14,3	15,7
11	Fechado	8,0	8,0	7,3	8,3
12	Fechado	6,3	9,3	6,0	6,7
13	Fechado	4,0	4,0	4,0	4,3
14	Fechado	6,7	7,0	7,0	6,7
15	Fechado	1,7	4,3	4,7	5,0



Anexo 6: Palmitos jovens (*Euterpe edulis*) predados por queixadas (*Tayassu pecari*).