

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local.

Mariana Sampaio Xavier

2016

Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque
Nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e
vulnerabilidade local.

Mariana Sampaio Xavier

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais e Conservação, NUPEM, da
Universidade Federal do Rio de Janeiro, como
parte dos requisitos necessários à obtenção do
título de Mestre em Ciências Ambientais e
Conservação.

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves

Macaé

Abril de 2016.

Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de
Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local.

Mariana Sampaio Xavier

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais e Conservação, NUPEM, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como
parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais
e Conservação.

Banca examinadora:

Presidente, Prof. Dr Pablo Rodrigues Gonçalves.

Prof. Dra. Malinda Dawn Henry.

Prof. Dra. Cecilia Bueno.

Suplentes:

Prof. Dr. Rodrigo Lemes.

Prof. Dr. Luciano Gomes Fischer.

Macaé

Abril de 2016.

Ficha catalográfica

X19m Xavier, Mariana Sampaio
Mamíferos terrestres de médio e grande porte do
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba:
riqueza de espécies e vulnerabilidade local /
Mariana Sampaio Xavier. -- Rio de Janeiro, 2016.
101 f.
Orientador: Pablo Gonçalves.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal
do Rio de Janeiro, Campus Macaé, Programa de Pós
Graduação em Ciências Ambientais e Conservação,
2016.
1. restinga. 2. inventário. 3. conservação. 4.
espécies ameaçadas. 5. camera-trap. I. Gonçalves,
Pablo, orient. II. Título.

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a minha mãe Jórdia, sem o seu apoio nada disso teria sido possível nem imaginável. Assim como o apoio de minha avó Margarida, sempre presente e interessada na formação de sua neta mais velha. E meu avô Ademar, que mesmo não mais presente entre nós, foi fundamental para o início da minha vida acadêmica. A minha querida irmã Natália, sempre me divertindo com meu entusiasmo em assuntos que gosto e já ela nem tanto assim. Não há como expressar toda a minha gratidão por vocês.

Agradeço ao Vitor, mais do que um namorado, um companheiro, amigo, único. Que esteve presente durante todo o processo do meu mestrado. Ajudando e aguentando a barra quando eu acreditava que estava preste a surtar.

Agradeço a todos do laboratório de mastozoologia, aos presentes, os que já foram embora e os novos membros. Em especial agradeço a Jana Rangel que me acompanhou nas atividades de campo, nos tediosos momentos de triagem de fotos e que mesmo da reta final do meu mestrado em final de período sempre me ofereceu ajuda sendo sempre rápida e precisa ao me auxiliar, sua ajuda fez toda a diferença. E a nossa querida Carininha, que além do carinho e apoio me auxiliou em momento de vitória das armadilhas-fotográficas.

Aqueles que fizeram entre as várias mudanças minhas moradas em Macaé mais barulhentas e acolhedoras, Tamiris, Janaina, Nicholas, Amanda, Roberta, Ingrid (Morena) e Luana, obrigada por serem minha família nessa cidade distante e sempre espantarem a solidão. Seus sorrisos, risadas e nossos momentos serão sempre únicos e lembranças espetaculares desses anos.

Não esquecendo (ou até esquecendo alguém) aqueles amigos que mesmo sem dividir o mesmo teto fazem parte dessa minha família, Cecília e o príncipe Kaike, enchendo minha vida de barulho e boas lembranças; Erica (Rolinha), sempre querida; Ana Luiza e Leivid que presentearam a todos nós com o Jorginho e muito carinho; e Ricardinho, que sempre terá um pedaço do meu coração. Aquela infinidade de boas companhias, Victor (Preferido), Felipe (Cardíaco), Matheus (Ariel), Nayara, Evelyn, Victor Ferrão, Aldo, Stella, Marco, Daniele (Dani), Laíssa (Flor)... Sei que todos merecem um parágrafo dedicado a cada um, mas palavras valem pouco em comparação as lembranças que tenho de todos vocês.

Principalmente, agradeço ao Pablo Rodrigues Gonçalves, pela orientação e imenso apoio nesse projeto. Por aceitar meu orientar com os médios e grandes mamíferos mesmo preferindo os pequenos.

Agradeço aos membros da banca Prof. Dra. Malinda Dawn Henry, Prof. Dra. Cecilia Bueno e Prof. Dr. Luciano Gomes Fischer, por aceitarem participar desse momento. Ao Prof. Dr. Rodrigo Lemes também pelas colaborações na qualificação e pré-banca da defesa. Não esquecendo as colaborações do Prof. Dr. Carlos Ruiz-Miranda na qualificação.

Agradeço Capes pela bolsa, aos órgãos financiadores e ao programa PPG-CiaC pela oportunidade.

Sumário

Agradecimentos	v
Lista de Figuras	ix
Lista de Tabelas	xii
Resumo	xiv
Abstract.....	xvi
Introdução Geral	18
Referências Bibliográficas.....	19
Capítulo 1: Riqueza, composição e abundancia de Mamíferos de médio e grande porte silvestres do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	21
1. Introdução.....	21
2. Objetivos.....	23
3. Materiais e Métodos	24
3.1. Área de estudo.....	24
3.2. Armadilhas–fotográficas	24
3.3. Registros ocasionais obtidos por em observações diretas ou coleção de espécimes-testemunho	28
3.4. Análises de riqueza e abundância.....	28
3.5. Análise da influência das iscas.....	29
4. Resultados.....	30
5. Discussão.....	44
5.1 Novos registros de espécies.....	44
5.2. Considerações sobre a abundância das espécies e período de atividade	45
5.3 Considerações sobre o esforço amostral, riqueza de espécies e influência de iscas	47
6. Referências Bibliográficas.....	48
Capítulo 2: Ameaças aos mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	58
1. Introdução.....	58
2. Objetivos.....	60
3. Materiais e Métodos	60
3.1. Área de estudo.....	60
3.2. Armadilhas –fotográficas	62
3.3. Registros baseados em espécimes-testemunho	63

3.4. Análise de dados.....	63
4. Resultados.....	65
4.1. Mastofauna atropelada no entorno do PARNA.....	65
4.2. Espécies exóticas e atividades humanas no PARNA.	66
4.3. Influência dos impactos antrópicos na riqueza e abundância de espécies silvestres	76
5. Discussão	79
5.1. Mastofauna atropelada no entorno do PARNA.....	79
5.2. Ameaças pelas espécies exóticas e atividades humanas no PARNA.	80
5.3. Influência dos impactos antrópicos na riqueza e abundância de espécies silvestres	83
6. Considerações a respeito da conservação dos mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	85
7. Referências Bibliográficas.....	86
Conclusão Geral	97
Apêndices	98

Lista de Figuras

Figura 1.1. Localização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com sua área destacada em verde e nomeados os municípios em que o PARNA está inserido.....	24
Figura 1.2: Pontos de instalação das armadilhas-fotográficas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (área em branco), áreas externas em cinza.....	27
Figura 1.3: Curva de acúmulo de espécie para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba das espécies de médio e grande porte registradas por armadilhas-fotográficas com o desvio padrão.....	32
Figura 1.4. Proporção de registros fotográficos nas categorias de influência da isca para as espécies com mais de 10 registros identificados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	33
Figura 1.5: Registro de grupos familiares e indivíduos jovens: A, grupo familiar com três indivíduos de <i>Cerdocyon thous</i> ; B, juvenil de <i>Dasypus novemcinctus</i> ; C, dois indivíduos de <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> e D, adulto e juvenil de <i>Procyon cancrivorus</i>	34
Figura 1.6. Registro fotográfico do <i>Cerdocyon thous</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.....	36
Figura 1.7. Registro fotográfico do <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.....	37
Figura 1.8. Registro fotográfico do <i>Tamandua tetradactyla</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.....	38
Figura 1.9. Registro fotográfico do <i>Procyon cancrivorus</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.	39
Figura 1.10. Registro fotográfico do <i>Dasypus novemcinctus</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.	40

Figura 1.11. Registro fotográfico do <i>Cuniculus paca</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.....	41
Figura 1.12. Registro fotográfico do <i>Puma yagouaroundi</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.	42
Figura 1.13: Registro fotográfico do <i>Potos flavus</i> no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba durante campanha de coleta de morcego pela equipe de mastozoologia do NUPEM. (Foto: Fabio Patiu).	43
Figura 2.1: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com os quadrantes delimitados pela linha vermelha, sendo: Q1 o quadrante um; Q2 o quadrante dois e Q3 o quadrante três. A linha branca marca o limite de 12 km do entorno do PARNA.....	62
Figura 2.2: Registros de atropelamento de mamíferos silvestres nas estradas do perímetro de entorno (12 km – Linha branca) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Linha preta).....	65
Figura 2.3: Frequência das espécies registradas em atropelamentos na área de entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	66
Figura 2.4: Registro fotográfico das espécies exóticas presente no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: (A) gado <i>Bos taurus</i> ; (B) cão-doméstico <i>Canis lupus familiaris</i> ; (C) gato-doméstico <i>Felis catus</i> e (D) porco <i>Sus scrofa</i>	66
Figura 2.5: Registro indivíduos jovens: (A) filhotes de <i>Bos taurus</i> e (B) Mãe e filhote de <i>Canis lupus familiaris</i>	68
Figura 2.6: Registros pelas armadilhas-fotográficas de cachorros domésticos não acompanhados de humanos no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.	69
Figura 2.7: Destacados em vermelho os pontos de amostragem onde <i>Canis lupus familiaris</i> foi registrada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	69
Figura 2.8: Exemplar de <i>Canis lupus familiaris</i> registrado por armadilha-fotográfica no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com espinhos de <i>Coendou spinosus</i> no focinho.....	70

Figura 2.9: Registro de <i>Cerdocyon thous</i> com sinais clínicos de alopecia no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	71
Figura 2.10: Registros fotográficos em sequência no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: (A) <i>Cuniculus paca</i> (B) <i>Canis lupus familiaris</i>	72
Figura 2.11: Áreas e pontos de amostragem onde seres humanos foram registrados pelas armadilhas-fotográficas. Os tamanhos dos gráficos representam a frequência de registros de humanos em cada localidade. 1. Ponto de amostragem C13 na Lagoa Comprida; 2. Pontos C4, C5, C7 e C21 ao longo da estrada da Fazenda São Lazaro; 3. Ponto C11; 4. Ponto C23 na Lagoa de Carapebus; 5. Pontos C24 e C26 ao longo da estrada de acesso ao Balneário de Carapebus; 6. Ponto C29 na Lagoa Paulista; 7. Ponto C39 e 8. Pontos C42 e C43.....	73
Figura 2.12: Registros pelas armadilhas-fotográficas de atividade humana no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com evidência de caça: (A) portando arma de fogo; (B) e (C) registros em sequência de pessoas acompanhadas de cachorros domésticos..	74
Figura 2.13: Registros pelas armadilhas-fotográficas de atividades humanas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com evidência de pesca nas lagoas. (A) Lagoa Comprida; (B) Lagoa de Carapebus e (C) Lagoa Paulista.....	75

Lista de Tabelas

Tabela 1.1: Espécies registradas na área do PARNA e em seu entorno a partir dos métodos implementados neste estudo (F - fotografia; A - atropelamento; V - vídeo; RA - registro acidental), status de ameaça das espécies silvestres registradas juntamente da publicação (Ameaças: EN – em perigo; VU – vulnerável; Não ameaçadas: LC – pouco preocupante; DD – dados insuficientes).....	30
Tabela 1.2: Composição das formações vegetais amostradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, sendo: (P) presença de registro fotográfico e (A) ausência de registro fotográfico.....	35
Tabela 1.3: Índice de Abundancia Relativa para as espécies silvestres de médio porte registradas por armadilhas-fotográficas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, além do Status de abundância.....	35
Tabela 1.4: Período de atividade baseado na frequência de registros das espécies com mais de 10 registros no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	35
Tabela 2.1: Esforço amostral em armadilhas-dia aplicado em cada quadrante e esforço corrigido aplicado para as comparações entre os quadrantes.....	63
Tabela 2.2: Índice de Abundancia Relativa (IAR) para as espécies exóticas de médio porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, “status” de abundância e composição dos quadrantes sendo: (X) presença de registro fotográfico e (-) ausência de registro fotográfico na área.....	67
Tabela 2.3: Composição das formações vegetais amostradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, sendo: (X) presença de registro fotográfico e (-) ausência de registro fotográfico.....	67
Tabela 2.4: Período de atividade baseado na frequência de registros das espécies exóticas com mais de 10 registros no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	67
Tabela 2.5: Composição e riqueza de espécies silvestres de médio e grande porte nos quadrantes amostrados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	76
Tabela 2.6: Modelos selecionados pelo Critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) e respectivos ajustes aos dados de variação na riqueza e abundância das espécies silvestres mais comuns no Parque Nacional da Restinga de	

Jurubatiba (K = número de parâmetros do modelo; $\Delta AICc$ = diferença em relação ao melhor modelo; R^2 = coeficiente de determinação; p = nível de significância).....	78
Apêndice 1.1: Esforço amostral para registro de médio e grandes mamíferos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba por armadilhas-fotográficas. Os esforços foram computados em armadilhas-dia e corrigido para as estimativas de abundância e em horas, além das especificações sobre localidade e período de funcionamento de cada câmera.....	99
Apêndice 2.1: Espécimes vítimas de atropelamento fatal registrados dentro da área de 12 km de entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, tombados na coleção de mamíferos do NUPEM/UFRJ.....	101

Resumo

Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local.

Mariana Sampaio Xavier

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves

Os mamíferos terrestres de médio e grande porte frequentemente figuram em estudos-de-caso importantes na Biologia da Conservação, sendo um conjunto diverso e carismático de animais, com diversas funções ecológicas e comumente associados com problemáticas ambientais. Apesar desta importância, remanescentes significativos de restingas litorâneas no sudeste brasileiro ainda carecem de inventários destas espécies. Este estudo teve como objetivos determinar a riqueza e a composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte ocorrentes no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA), além de identificar e quantificar os efeitos de impactos antrópicos sobre a riqueza e abundância dessas espécies silvestres. Ao longo de dois anos (2014-2016), foi implementado um esforço amostral em armadilhas-fotográficas de 3242 armadilhas-dia para levantamento das espécies em 49 pontos amostrais, e 2872 para as estimativas de abundância em 45 pontos. Foram também considerados para fins de levantamento observações ocasionais e espécimes-testemunho coligidos em atropelamentos. As influências de impactos antrópicos na riqueza e abundância de espécies foram testadas por meio da seleção de modelos lineares de regressão, onde vários parâmetros antrópicos foram incluídos como variáveis determinantes. Combinando os resultados dos diferentes métodos, foram registradas 17 espécies de mamíferos no PARNA. Dentre essas, 10 representam mamíferos silvestres de médio e grande porte, sendo sete delas registradas por armadilhas-fotográficas (*Cerdocyon thous*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Tamandua tetradactyla*, *Procyon cancrivorus*, *Dasypus novemcinctus*, *Cuniculus paca* e *Puma yagouaroundi*), e quatro representam espécies domésticas exóticas (*Bos taurus*, *Felix catus*, *Canis lupus familiaris* e *Sus scrofa*). Pelo menos três espécies silvestres encontram-se ameaçadas (nível nacional ou estadual) ou apresentam poucos registros no leste brasileiro (dados deficientes). Dentre estas, a paca *Cuniculus paca* (VU estadual) e o tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay* (DD nacional) representaram novos registros para a mastofauna do PARNA. *Cerdocyon thous* foi a espécie silvestre mais abundantemente registrada nas armadilhas-

fotográficas e nos atropelamentos, sendo este um impacto relevante para o declínio de suas populações. As quatro espécies domésticas exóticas registradas representam ameaças e fatores de estresse às espécies silvestres, sendo *B. taurus* a mais abundante, com a maioria dos registros concentrados no município de Quissamã. Foi recorrente o registro de atividades humanas dentro do PARNA, havendo indicativos de atividades ilegais, como caça e pesca que causam pressões sobre populações locais. Não houve diferenças na abundância ou na riqueza entre regiões dentro do PARNA, sugerindo a ausência de regionalização da mastofauna de médio-grande porte. A riqueza de espécies silvestres e as abundâncias de *H. hydrochaeris* e de *P. cancrivorus* responderam significativamente a determinantes antrópicos, mas as abundâncias de *C. thous* e *T. tetradactyla* não foram influenciadas pelos determinantes antrópicos. O presente estudo coloca o PARNA como uma das áreas de restingas mais ricas em mamíferos e que ainda abriga espécies ameaçadas ou raras apesar da presença de ameaças.

Palavras-chaves: restinga; inventário; conservação; espécies ameaçadas; camera-trap.

Abstract

Medium and large terrestrial mammals may serve as important model organisms in conservation biology case studies, as they are a diverse group of charismatic animals associated with several ecological functions and environmental issues. Despite this importance, significant remnants of coastal sandy plains in southeastern Brazil still lack inventories for this group. This study had as main objectives to assess species richness and composition of medium and large mammals at the Restinga of Jurubatiba National Park (PARNA), and to recognize and quantify effects of anthropogenic impacts on the species richness and abundance of these wild mammals. Over two years (2014-2016), we used camera-traps with sampling efforts of 3242 trap-days to survey species at 49 sampling points, and 2872 trap-days to estimate species abundance at 45 points. Occasional observations and roadkill specimens were also considered when registering species occurrences. Influences of anthropogenic impacts on the richness and abundance of species were evaluated through a model selection approach based on linear regression models, where multiple anthropogenic parameters were included as potential richness and abundance determinants. Combining the results from different registry methods, 17 species of mammals were recorded in the PARNA. Among these, ten represent medium to large-sized mammals, seven of them recorded by camera-traps (*Cerdocyon thous*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Tamandua tetradactyla*, *Procyon cancrivorus*, *Dasyus novemcinctus*, *Cuniculus paca* and *Puma yagouaroundi*) and four represent exotic domestic species (*Bos taurus*, *Felis catus*, *Canis lupus familiaris* and *Sus scrofa*). At least three recorded species are threatened by extinction (at national or state levels) or have been rarely recorded in eastern Brazil (data deficient). Among these, the paca, *Cuniculus paca* (VU at state level), and the naked-tailed armadillo, *Cabassous tatouay* (DD at national level), comprise novel records for the PARNA. *Cerdocyon thous* was the most abundant wild species recorded by camera-traps and roadkills. Roadkill constitutes a major threat to its local population. Four exotic domestic species recorded also represent threats and stressors to native species, *B. taurus* being the most abundant with most records concentrated in the municipality of Quissamã. Human activity was recurrently recorded within PARNA, indicating illegal activities such as hunting and fishing that may put pressure upon local mammal populations. There were no differences in species abundance or richness between regions within the PARNA, suggesting a lack of regionalization of medium-large

mammals. Species richness, and *H. hydrochaeris* and *P. cancrivorus* abundances, significantly responded to anthropogenic determinants, while *C. thous* and *T. tetradactyla* abundances were not influenced by anthropogenic determinants. The results of this study put the PARNA as one of the richest coastal sandy plains for mammals, housing endangered and rare species despite the presence of threats.

Keywords: coastal sandy plains; species inventory; conservation; threats; camera-traps.

Introdução Geral

Os mamíferos terrestres de médio e grande porte figuram em estudos-de-caso importantes na Biologia da Conservação (Redford, 1992; Jansen et al., 2012), sendo um conjunto de animais diversos, de características emblemáticas e carismáticos ligados a várias problemáticas ambientais. Esse conjunto compreende espécies com massa corporal superior a 1,5 kg que no Brasil pertencem às ordens Carnivora (canídeos e felídeos), Primates (alguns macacos), Pilosa (tamanduás e preguiças), Cingulata (tatús), Artiodactyla (porcos e veados), Perissodactyla (antas) e Rodentia (cutias, pacas e capivaras). As espécies deste grupo são importantes na estruturação das comunidades biológicas, com papéis ecológicos variados, atuando na dispersão de sementes e no controle de populações como predadores de topo das cadeias tróficas (Pardini et al., 2003). Estima-se que existam cerca de 121 espécies de mamíferos de médio a grande porte no Brasil (Reis et al., 2011), sendo cerca de 61 destas categorizadas em algum grau de ameaça de extinção (ICMBio, 2014).

As características bionômicas dos mamíferos de maior porte, tais como tempos de geração mais longos, tamanho reduzido de proles, maior longevidade e baixa taxa de crescimento populacional tornam essas espécies suscetíveis às alterações das condições ambientais e à pressão de caça (Henle et al., 2004; Peres, 2000). Tais mudanças incluem a alteração na matriz circundante a remanescentes florestais e a perda de habitat pelo desmatamento (Laurance & Bierregaard, 1997). No Brasil, ainda existe uma alta pressão de caça sobre esse grupo (Chiarello, 2000), seja para o consumo alimentar ou por retaliação por danos em áreas rurais (Bodmer et al., 1997), além de apresentarem alta mortalidade por atropelamento nas estradas (Grilo, 2012). Tendo em vista a sensibilidade da mastofauna de médio e grande porte às mudanças ambientais e sua participação em diversos processos ecológicos, o conhecimento sobre sua composição e riqueza local de espécies torna-se importante para entender a estrutura e integridade de uma comunidade biológica ou dos ecossistemas. Apesar desta importância, remanescentes significativos de Mata Atlântica ainda carecem de estudos sobre mamíferos de grande e médio porte, especialmente nas restingas litorâneas do sudeste brasileiro.

Esta dissertação traz os resultados de um levantamento da fauna de mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, um importante

remanescente de restinga no leste do Brasil detentor de uma rica mastofauna. O trabalho encontra-se estruturado em dois capítulos, o Capítulo 1 trazendo resultados sobre a riqueza, composição e abundância de espécies, e o Capítulo 2 analisando a influência de impactos antrópicos na riqueza, abundância e distribuição de espécies no Parque.

Referências Bibliográficas

- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., Redford, K.H. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11(2): 460-466.
- Chiarello, A.G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11/12: 229-247.
- Grilo, C. 2012. A rede viária e a fauna – Impactos, mitigação e implicações para a conservação das espécies em Portugal. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. pp. 35-57.
- Henle, K., Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A., Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity & Conservation*, 13(1): 1-8.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. Espécies Ameaçadas - Lista 2014. Acessado em 19 de março de 2016. Disponível no link: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>.
- Jansen, P.A., Hirsch, B.T., Emsens, W., Zamora-Gutierrez, V., Wikelski, M., Kays, R. 2012. Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(31): 12610-12615.
- Laurance, W.F. & Bierregard, R.O. 1997. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago, Chicago. 615 p.
- Pardini R., Ditt E.H., Cullen J.R.L, Bassi C., Rudran R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. in Cullen Jr, Rudran R., Valladares-Padua C. (eds) *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo de vida silvestre*. Editora UFPR, Paraná.

- Peres, C.A. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14 (1): 240-253.
- Redford, K.H.1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42(6): 412-422.
- Reis, N.R., Perracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. 2011. *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição. Editora Edur UFRRJ, Londrina. 439p.

Capítulo 1: Riqueza, composição e abundância de Mamíferos de médio e grande porte silvestres do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

1. Introdução

As restingas são ambientes costeiros onde as comunidades vegetais ocorrem sobre depósitos arenosos formados no Quaternário (Cerqueira, 2000). Originalmente, esse ambiente cobria grande extensão do litoral fluminense, mas hoje se encontra altamente alterado. Os sucessivos ciclos de ocupação do litoral, tais como adensamentos populacionais, sua utilização para monoculturas, expansão de campos de pastagens e estabelecimento de empreendimentos turísticos e industriais, tem reduzido essas áreas (Rocha et al., 2007). Atualmente, as restingas do Estado do Rio de Janeiro são compostas por pequenos fragmentos, apresentando deficiências de informações sobre a mastofauna (Pessôa et al., 2010). Uma das poucas exceções, em termos de extensão contínua preservada é a Restinga de Jurubatiba, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, ela representa cerca de 23.884 hectares, sendo 62% desta área protegida pelo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA), criado em 1998. O parque é fundamental para a preservação dos diferentes tipos de habitat que ali existem (Rocha et al., 2007), assim como as espécies, incluindo táxons endêmicos e ameaçados pelas rápidas transformações vistas na região (Rocha et al., 2005). A economia do petróleo atraiu centenas de empresas nacionais e internacionais especializadas no ramo, inicialmente para o município de Macaé, em seguida, expandindo para os municípios adjacentes. Esse acelerado crescimento populacional acarretou a exploração e substituição de áreas naturais por loteamentos, estradas, portos e áreas industriais (Esteves, 2011). Todos estes empreendimentos naturalmente repercutem em pressões às espécies de mamíferos de médio e grande porte, das quais muitas dependem de áreas grandes, interconectadas e conservadas para manterem populações viáveis (Henle et al., 2004).

O cenário atual de publicações investigando mamíferos de médio-grande porte em restingas é escasso. Em geral, a maioria dos levantamentos das espécies deste grupo na Mata Atlântica do Sudeste brasileiro tem sido focada em formações florestais montanas e submontanas (Modesto et al., 2008a; Modesto et al., 2008b; Aximoff et al., 2015; Alves & Andriolo, 2005; de Carvalho et al., 2014; Carvalho et al., 2013; Nunes et

al., 2012; Cunha, 2007; Delciellos et al., 2012), de baixada (Srbek-Araujo & Chiarello, 2013) e interioranas (Penido & Zanzini, 2012; Prado et al., 2008 Santos et al., 2016; Beisiegel, 2009; Santiago, 2016). O trabalho com esse grupo na Restinga de Jurubatiba têm ocorrido apenas recentemente. O Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq), iniciado em 2000, foi o primeiro a empreender esforços para estudar os mamíferos do PARNA. Bergallo et al. (2004) demonstrou que a Restinga de Jurubatiba é rica e diversa em espécies de mamíferos, com algumas espécies de médio e grande porte registradas por meio de pegadas ou de observação ocasional em campo, mas sem um esforço amostral especificamente direcionado a esse grupo. Consequentemente, a riqueza de mamíferos de médio e grande porte do PARNA ainda permanece pouco conhecida.

Atualmente um método vem se destacando nos estudos da mastofauna de médio-grande porte, por ser bastante eficaz e pouco invasivo, trata-se do uso de armadilhas-fotográficas (*camera trapping*). Este vem sendo considerado um método prático para inventário de mamíferos de médio-grande porte, por exigir pouco esforço em horas-campo do pesquisador quando comparado a outros métodos (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005), além de superar limitações de alguns métodos tradicionais em detectar espécies de difícil observação (Trolle et al., 2008). Os registros fotográficos também são usados em trabalhos ecológicos e com potencial educativo e promocional da biodiversidade (Marques & Mazim, 2005). Apesar de Jennelle et al. (2002) apresentarem limitações para o uso de armadilhas-fotográficas, principalmente para a ecologia de espécies cujos indivíduos não podem ser reconhecidos, outros autores vem discutindo como melhor aplicar os dados obtidos e superar essas limitações (Carbone et al., 2001). No Brasil, já há estudos que avaliam a abundância tanto de espécies que podem ter seus registros individualizados (e.g. Trolle & Kéry, 2005; Soisalo & Cavalcanti, 2006), assim como para espécies que não apresentam características de marcas únicas ou cicatrizes (e.g. Carvalho et al., 2013; Nunes et al., 2012). Além da abundância, é possível avaliar diferenças na riqueza e composição de mamíferos entre fitofisionomias diferentes, apresentando a importância dessas para conservação das espécies de mamíferos (Santos-Filho & Silva, 2002). A maioria dos dispositivos fotográficos possibilita o registro da hora e data em suas fotos ou vídeos. Sendo assim, é possível analisar o período de atividade das espécies documentadas (Nascimento et al., 2004). Rowcliffe & Carbone (2008) acreditam que o futuro dessa metodologia é promissor. Apesar disso, a

técnica de armadilhas-fotográficas ainda não foi empregada em estudos mastofaunísticos em restingas no sudeste brasileiro.

Outra informação fundamental para levantamentos mastofaunísticos é aquela coligida de mamíferos atropelados, estes contribuem com o registro de espécies de médio e grande porte raras ou ameaçadas de extinção (Souza & Anacleto, 2012). Esses mamíferos movem-se ao longo de estradas com pouco tráfego à noite e, quando apresentam habito alimentar carniceiro, forrageiam estradas em busca de carcaças (Forman & Alexander, 1998). Estima-se que até 475 milhões de animais selvagens de médio e grande porte são atropelados no Brasil anualmente, sendo a maior concentração dos atropelamentos na região Sudeste (CBEE, 2016). Os atropelamentos podem reduzir a densidade de populações colocando em risco principalmente espécies ameaçadas de extinção ou naturalmente raras (Forman & Alexander, 1998; Pinowski, 2005; Trombulak & Frissel, 2000). A mastofauna atropelada em rodovias internas e no entorno do PARNA permanece pouco conhecida.

Esse capítulo tem como objetivo descrever a composição e a abundância de mamíferos de médio e grande porte do PARNA através do uso de armadilhas-fotográficas e de outros métodos complementares, que incluem a análise de animais atropelados. Também foram investigados os padrões de uso dos diferentes tipos de formação vegetal existentes no PARNA pelas espécies de mamíferos de médio e grande porte, visando suprir a deficiência no conhecimento básico sobre a mastofauna regional.

2. Objetivos

- Determinar a composição e abundância das espécies de mamíferos de médio e grande porte ocorrentes no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba;
 - Comparar se há variações na composição das espécies de mamíferos de médio e grande porte entre as formações amostradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.
- Testar a influência da isca no registro das espécies de mamíferos de médio-grande porte.

3. Materiais e Métodos

3.1. Área de estudo

Esse estudo foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA, Figura 1.1), localizado no litoral Norte Fluminense e abrangendo os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, com área de 14.860 hectares, sendo a maior área contínua de restinga do estado do Rio de Janeiro (Rocha et al., 2007). O PARNA abriga um mosaico variado de formações arbustivas, florestais e brejosas, mas tem a formação aberta arbustiva de moitas de *Clusia* como a mais representativa abrangendo 31,99% da área do parque (Caris et al., 2013). Toda essa região apresenta clima Aw, caracterizado por possuir duas estações, uma chuvosa (novembro a abril) e outra seca (maio a outubro) (Alvares et al., 2013).

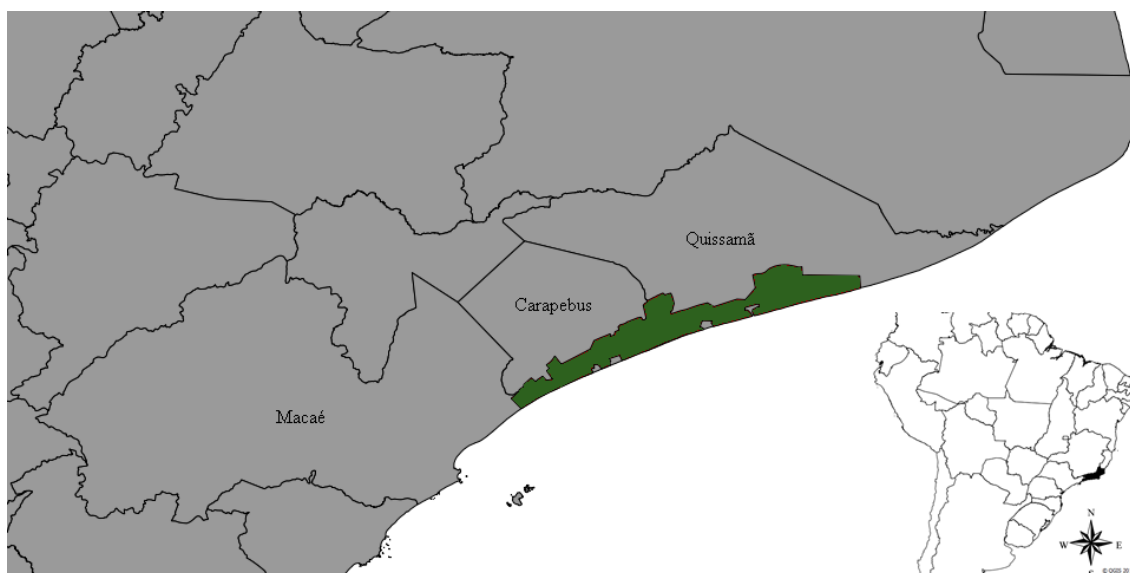


Figura 1.1. Localização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com sua área destacada em verde e nomeados os municípios em que o PARNA está inserido.

3.2. Armadilhas-fotográficas

Boa parte das informações sobre as espécies de mamíferos de médio e grande porte ocorrentes no PARNA foi obtida através do uso de armadilhas-fotográficas. Foram empregadas no estudo 12 armadilhas-fotográficas, sendo 11 da marca Bushnell (cinco do modelo Trophy Cam e seis do modelo Trail Camera) e uma da marca Moultrie (modelo M-880). Todas as câmeras são ativadas por detector infravermelho sensível a movimentos e funcionam com pilhas alcalinas do tipo AA, armazenando as gravações (fotos ou vídeos) em cartão de memória SD.

No sentido de evitar furtos ou intervenções de visitantes do PARNA com o equipamento, todas as câmeras foram etiquetadas com rótulos contendo identificações e mensagens solicitando que não interagissem com o equipamento. A linguagem usada nas mensagens foi simples e acessível, de forma a apresentar uma mensagem mais pessoal e menos técnica (Clarín et al. 2014). Os pontos selecionados para instalação das câmeras foram próximos a estradas e acessos dentro do PARNA (Figura 1.2) a uma distância média de 100m destas. Cada ponto continha uma única armadilha-fotográfica. O período de amostragem se estendeu de fevereiro de 2014 até janeiro de 2016, incluindo também esforços amostrais pontuais efetuados em um projeto piloto em novembro de 2012 (Apêndice 1.1).

O esforço amostral total implementado foi de 77820 horas de armadilhagem, ou 3242 armadilhas-dia para o levantamento de espécies e de 2872 armadilhas-dias para as estimativas de abundância (Apêndice 1.1). Dos 49 pontos amostrados, vinte pontos de armadilhagem foram instalados nas formações florestais do PARNA, 24 em formações abertas e cinco em brejo de herbáceas.

As armadilhas-fotográficas foram dispostas com distância mínima de um quilometro entre si para serem consideradas como pontos independentes. Quando encontradas a uma distância inferior, seus registros foram contabilizados como de um único ponto, todas tiveram sua localização georreferenciada com auxílio do GPS Etrex-H Garmin. Totalizando 44 pontos de amostragem independentes. As câmeras ficaram ativas durante 24 horas do dia e foram revistadas a cada 30 dias, em média, para manutenção, conforme o recomendado por Srbek-Araujo & Chiarello (2007), visando o bom funcionamento do equipamento. No momento de revisão também houve troca dos cartões de memória para coleção e análise das imagens registradas no período. Na maioria dos pontos amostrais foram usadas iscas ou atrativos, como banana, bacon e sardinha, para maximizar a eficiência de registros. As iscas e atrativos foram colocados somente nos momentos de instalação e de checagem das câmeras, sendo assim, os cinco primeiros dias de amostragem após a colocação de iscas e atrativos não foram contabilizados no esforço amostral para as estimativas de abundância consistindo no Esforço amostral corrigido (Tabela 1.1). As câmeras dos pontos C1, C3, C15 e C19 não foram incluídas nas estimativas de abundância pelo fato de sua amostragem ocorrer somente com a influência de iscas. Além das iscas tradicionais, em quatro pontos foram

usadas iscas de odor para a atração, sendo dois pontos com a isca *Pcover Mt Lion Urine Granules* e dois com a isca *Pete Rickard's Buck Urine*.



Figura 1.2: Pontos de instalação das armadilhas-fotográficas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (área em branco), áreas externas em cinza.

3.3.Registros ocasionais obtidos por em observações diretas ou coleção de espécimes-testemunho

Outros métodos complementares de registro baseados em coleção de espécimes-testemunho, tais como captura de espécimes em armadilhas para pequenos mamíferos, visualização em campo e coleção de animais atropelados, também foram realizados de forma esporádica e vinculada a outras atividades regulares de campo da equipe de mastozoologia do NUPEM/UFRJ no PARNA. No caso dos atropelamentos, foram considerados os registros dos animais fatalmente atropelados encaminhados ao NUPEM/UFRJ pela Autopista Fluminense e empresas associadas, pela Reserva Biológica União e pela Secretaria de Ambiente de Macaé desde 2009 até o presente. Estes exemplares são provenientes dos municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Macaé, Carapebus e Quissamã. Dentre estes registros, apenas os exemplares registrados dentro do raio de 12 km dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba foram considerados neste trabalho. Todos os espécimes foram preparados como espécimes-testemunho por taxidermia e maceração do esqueleto em dermestério (Auricchio & Salomão, 2002), sendo posteriormente tombados na coleção científica de mamíferos do NUPEM/UFRJ, com todas as informações sobre identidade taxonômica, localidade de proveniência, biometria e sexo registradas. Uma vez que estes registros foram feitos ocasionalmente e sem sistematização de esforço amostral, eles foram considerados apenas para complementação da riqueza e composição de espécies, não sendo incluídos nas análises de abundância, que por sua vez se basearam inteiramente nos registros por armadilhas-fotográficas.

3.4.Análises de riqueza e abundância

Os registros fotográficos foram triados por espécie, pontos, tipos de formação vegetal, data e hora. Com base nos dados dos registros foram realizados cálculos de riqueza (numero de espécies), abundância e composição (quais espécies) de espécies, avaliando também possíveis diferenças entre formações distintas.

Assumindo o pressuposto de que os registros fotográficos das espécies provavelmente apresentam uma relação linear com sua abundância real na área de estudo (Wilson et al., 1996), as estimativas de abundância a partir da incidência das espécies nos pontos de amostragem foram feitas pelo Índice de Abundancia Relativa

$$\text{IAR} = \frac{S_i}{N/100}$$

Onde se assume que S_i é o número de registros fotográficos independentes da espécie i e N o esforço amostral total ou por ponto de amostragem em armadilhas-dia (Nunes et al., 2012). Foi considerado um único registro fotográfico independente quando o intervalo entre o registro (foto ou vídeo) de indivíduos de uma mesma espécie foi inferior a 24 horas. Deste modo, no caso de um ponto registrar mais de uma vez a mesma espécie no intervalo inferior a 24 horas, apenas um registro independente foi considerado neste ponto, salvo quando havia mais de um indivíduo no mesmo registro ou se era possível diferenciar indivíduos por meio de listras, manchas, cicatrizes e outros caracteres individuais (Nunes et al., 2012). A partir do resultado dos IAR, as espécies foram classificadas entre os “status” de raras ($\text{IAR} < 0,30$), comuns ($0,31 < \text{IAR} < 0,99$) e abundantes ($\text{IAR} > 1$). O esforço amostral corrigido foi aplicado para o cálculo do IAR das espécies registradas.

A curva estimada de acúmulo de espécies foi construída com o programa Excel a partir dos dados estimados através do programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

O período de atividade foi estimado pela frequência de registros nos três períodos do dia (crepuscular – 05:00 as 06:00 e 17:00 as 18:00; diurno – 6:01 as 16:59 e noturno – 18:01 as 04:59) para as espécies com mais de 10 registros identificados.

3.5. Análise da influência das iscas

Para avaliar a eficiência das iscas, os registros feitos pelas armadilhas-fotográficas foram categorizados dentro de intervalos de sete dias, onde o primeiro intervalo sempre se iniciava com a colocação ou reposição das iscas. Os primeiros sete dias após a colocação de isca foram classificados na categoria de influência da isca “Alta”, sendo as categorias subsequentes, a cada intervalo de sete dias, “Média”, “Baixa” e “Sem efeito”, permanecendo nesta última categoria até a reposição das iscas. Caso as iscas tivessem efeitos atrativos na incidência de registros, esperar-se-ia que esta primeira semana (categoria de influência da isca Alta) concentrasse a maior proporção dos registros da espécie em relação às demais semanas consecutivas, no caso de espécies com mais de 10 registros.

4. Resultados

Combinando o uso de armadilhas-fotográficas com outros métodos, foram registradas 17 espécies de mamíferos não-humanos no PARNA que puderam ser identificadas no nível de espécie. Dentre estas, quatro são espécies exóticas (Tabela 1.1). Duas espécies foram registradas exclusivamente em capturas acidentais em armadilhas para pequenos mamíferos (tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay* e ouriço *Coendou spinosus*) e uma observada durante outros trabalhos de campo da equipe (o jupará *Potos flavus*). As demais 10 espécies silvestres foram registradas por armadilhas-fotográficas (Tabela 1.1), sendo sete delas representantes de mamíferos de médio-grande porte.

Tabela 1.1: Espécies registradas na área do PARNA e em seu entorno a partir dos métodos implementados neste estudo (F - fotografia; A - atropelamento; V - vídeo; RA - registro acidental), status de ameaça das espécies silvestres registradas juntamente da publicação (Status de Ameaça: EN – em perigo; VU – vulnerável; LC – pouco preocupante, PA – provavelmente ameaçada; DD – dados insuficientes).

Táxon	Nome Vulgar	Método	Status de Ameaça
Artiodactyla			
Bovidae			
<i>Bos taurus</i> Linnaeus, 1758	Gado doméstico	F; V	Exótica
Suidae			
<i>Sus scrofa domesticus</i> Erxleben, 1777	Porco doméstico	F	Exótica
Carnivora			
Canidae			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	F; A; V	LC (Beisegel et al., 2013)
<i>Canis lupus familiaris</i> Linnaeus, 1758	Cachorro doméstico	F; V	Exótica
Felidae			
<i>Puma yagouaroundi</i> (Saint-Hilaire, 1803)	Gato-mourisco	F; A	VU (Almeida et al., 2013)
<i>Felis catus</i> (Linnaeus, 1758)	Gato doméstico	F	Exótica
Procyonidae			
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Jupará	RA	LC (Sampaio et al. 2013), PA (Bergallo et al. 2000)
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Mão-pelada	F; A; V	LC (Cheida et al., 2013)
Chiroptera			
Não identificada	Morcego	V	-
Cingulata			
Dasypodidae			
<i>Dasyus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatú-galinha	F; V	LC (Silva et al., 2015)
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	Tatú-do-rabo-mole	RA	DD (Anacleto et al., 2015)
Didelphimorphia			
Didelphidae			

Táxon	Nome Vulgar	Método	Status de Ameaça
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá	F; V	LC (Astua de Moraes et al., 2015)
<i>Marmosa paraguayana</i> (Tate, 1931)	Cuíca	F	LC (Brito et al., 2015)
Não identificado	Cuíca	F	-
Pilosa			
Myrmecophagidae			
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	F; V	LC (Ohana et al., 2015)
Rodentia			
Caviidae			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	F	LC (Queirolo et al., 2008a)
Cuniculidae			
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	F; V	LC (Queirolo et al., 2008b), VU (Bergallo et al., 2000)
Erethizontidae			
<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	Ouriço-caixeiro	A; RA	LC (Leite & Patterson, 2008)
Cricetidae			
<i>Cerradomys goytaca</i> Tavares et al., 2011	Ratinho-goitacá	V	EN (ICMBio, 2014)
Não identificado	Rato	F	-

O total de registros fotográficos/vídeos pelas armadilhas-fotográficas foi de 72419, sendo que desses, 2910 registraram atividades de mamíferos silvestres e exóticos. A maioria dos registros de espécies de mamíferos foi feita no período noturno (56,30%). Dentre os 2910 registros, 318 foram de pequenos mamíferos, como o roedor *Cerradomys goytaca*, o gambá *Didelphis aurita*, a cuiça *Marmosa paraguayana* e morcegos não identificados em categorias de família ou gênero. 178 registros não puderam ser identificados em categoria de ordem. 69509 registros foram representados por falsos positivos (ex. excesso de calor, movimentações da vegetação por vento) ou por espécies de Aves (siriema *Cariama cristata*, jacú *Penelope superciliaris*, urubu *Coragyps atratus* e o caracará *Caracara plancus*).

A espécie com maior número de registros fotográficos no PARNA foi o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, representando 48,95% dos registros identificados, seguida pela espécie exótica *Bos taurus*, o gado doméstico, representando 33,95% dos registros.

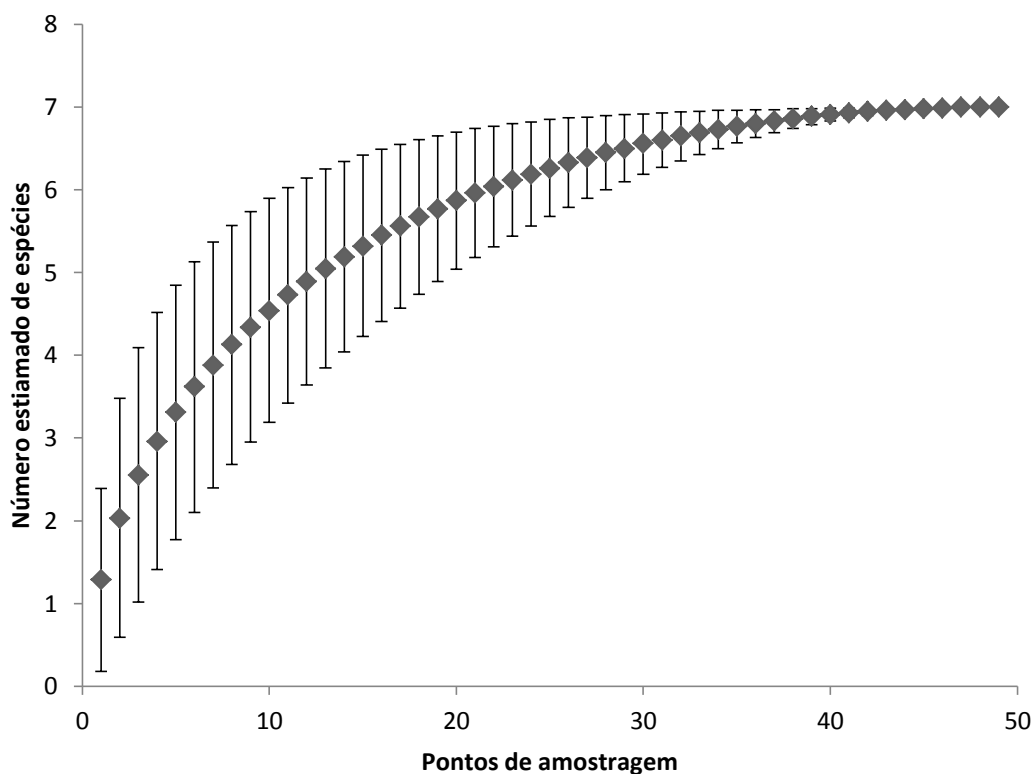


Figura 1.3: Curva estimada de acumulo de espécie para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba das espécies de médio e grande porte registradas por armadilhas-fotográficas com o desvio padrão.

A curva estimada de acumulo de espécies demonstra estar alcançando uma assíntota, o que representa que a amostragem das espécies de médios e grandes mamíferos silvestres deste estudo no PARNA foi suficiente para elucidar a riqueza desse grupo na área (Figura 1.3).

Quando avaliada a influência da isca nas espécies com mais de 10 registros identificados, foi possível constatar que sua presença não influenciou na riqueza registrada pelas armadilhas-fotográficas (Figura 1.4), uma vez que todas as espécies também foram registradas após as iscas terem sido totalmente consumidas.

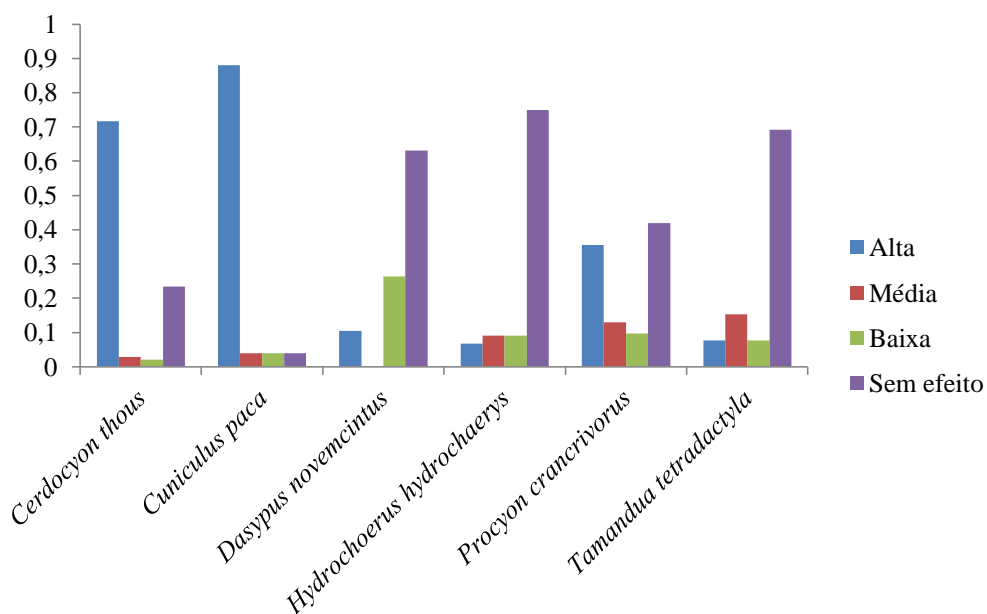


Figura 1.4. Proporção de registros fotográficos nas categorias de influência da isca para as espécies com mais de 10 registros identificados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

As espécies *C. thous* e *C. paca* foram as que tiveram seus registros mais influenciadas pela presença de isca (Figura 1.4). Estas duas espécies apresentaram 71% e 88%, respectivamente, dos seus registros na primeira semana de amostragem com isca. Para estas espécies, a isca foi um atrativo eficiente, levando a situações em que vários registros fotográficos foram feitos de um mesmo indivíduo forrageando por horas, comportamento visto principalmente em *C. thous*. Há também uma influência da isca nos registros de *P. cancrivorus* onde 35% dos seus registros foram na semana de isca. Entretanto, a maioria dos registros da espécie ocorreram no período “Sem efeito” da isca (Figura 1.4).



Figura 1.5: Registro de grupos familiares e indivíduos jovens: A, grupo familiar com três indivíduos de *Cerdocyon thous*; B, juvenil de *Dasypus novemcinctus*; C, dois indivíduos de *Hydrochoerus hydrochaeris* e D, adulto e juvenil de *Procyon cancrivorus*.

Foi possível identificar a presença de grupos familiares e/ou indivíduos juvenis, entre os registros de *D. novemcinctus*, *C. thous* sendo 10,69% dos seus registros identificados em grupos variando entre dois e três indivíduos. Para *H. hydrochaeris* foram 38,24% dos registros em grupos de dois indivíduos. *Procyon cancrivorus* teve 10,34% dos registros em grupos de dois indivíduos (Figura 1.5).

A formação florestal foi a que apresentou a maior riqueza de espécies (seis espécies) apresentando dois registros exclusivos (*P. yagouaroundi* e *C. paca*) e também onde foi aplicado um maior esforço amostral. Embora a amostragem em brejo tenha sido pequena *H. hydrochaeris* ocorreu exclusivamente nessa formação (Tabela 1.2).

Tabela 1.2: Composição das formações vegetais amostradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, sendo: (X) presença de registro fotográfico e (-) ausência de registro fotográfico.

Espécie	Formação		
	Aberta	Florestal	Brejo
<i>Cerdocyon thous</i>	X	X	X
<i>Cuniculus paca</i>	-	X	-
<i>Dasybus novemcinctus</i>	X	X	X
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	-	-	X
<i>Procyon cancrivorus</i>	X	X	-
<i>Puma yagouaroundi</i>	-	X	-
<i>Tamandua tetradactyla</i>	X	X	X
Riqueza	4	6	4
Esforço amostral (armadilhas-dia)	1249	1298	419

O cachorro-do-mato *C. thous* (Figura 1.6) foi registrado em todas as formações amostradas (Tabela 1.2), e na maioria das armadilhas-fotográficas, apresentando o maior número total de registros e de registros independentes das espécies silvestres e, conseqüentemente, os maiores valores no Índice de abundância relativa, sendo classificada como abundante (Tabela 1.3). Seus registros foram predominantes no período noturno (Tabela 1.4).

Tabela 1.3: Índice de Abundancia Relativa para as espécies silvestres de médio porte registradas por armadilhas-fotográficas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, além do Status de abundância.

Espécie	IAR	Status
<i>Cerdocyon thous</i>	3,308	Abundante
<i>Cuniculus paca</i>	0,139	Rara
<i>Dasybus novemcinctus</i>	0,209	Rara
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0,627	Comum
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,557	Comum
<i>Puma yagouaroundi</i>	0,070	Rara
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,627	Comum

Tabela 1.4: Período de atividade baseado na frequência de registros das espécies com mais de 10 registros no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Espécie	Período de atividade (% dos registros indentificados da espécie)		
	Crepuscular	Diurno	Noturno
<i>Cerdocyon thous</i>	12,94	12,14	74,92
<i>Cuniculus paca</i>	0	0	100
<i>Dasybus novemcinctus</i>	0	0	100
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0	0	100
<i>Procyon cancrivorus</i>	0	0	100
<i>Tamandua tetradactyla</i>	12	20	68



Bushnell

01-14-2015 07:46:22



Figura 1.6. Registro fotográfico do *Cerdocyon thous* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

A capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* apesar de registrada exclusivamente nas armadilhas próxima a Lagoa Comprida e Lagoa Paulista (Figura 1.7), teve o segundo IAR entre as espécies silvestres, juntamente com o tamanduá-mirim *Tamandua tetradactyla*, que foi registrada em vários pontos de amostragem (Figura 1.8), sendo

estas espécies classificadas como comum (Tabela 1.3). Os registros de *H. hydrochaeris* ocorreram exclusivamente no período noturno (Tabela 1.4). O período noturno também foi predominante nos registros de *T. tetradactyla* (Tabela 1.4), que foi registrada em todas as formações amostradas (Tabela 1.2).



Figura 1.7. Registro fotográfico do *Hydrochoerus hydrochaeris* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.



Bushnell

02-08-2015 08:41:02



Figura 1.8. Registro fotográfico do *Tamandua tetradactyla* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

Procyon cancrivorus, o mão-pelada, teve maior parte dos seus registros concentrados na porção leste do PARNA (93,75%) (Figura 1.9), tem um IAR intermediário dentre as espécies silvestres (Tabela 1.3), sendo classificada como

comum. Foi registrada em formação aberta e florestal (Tabela 1.2), exclusivamente no período noturno (Tabela 1.4).

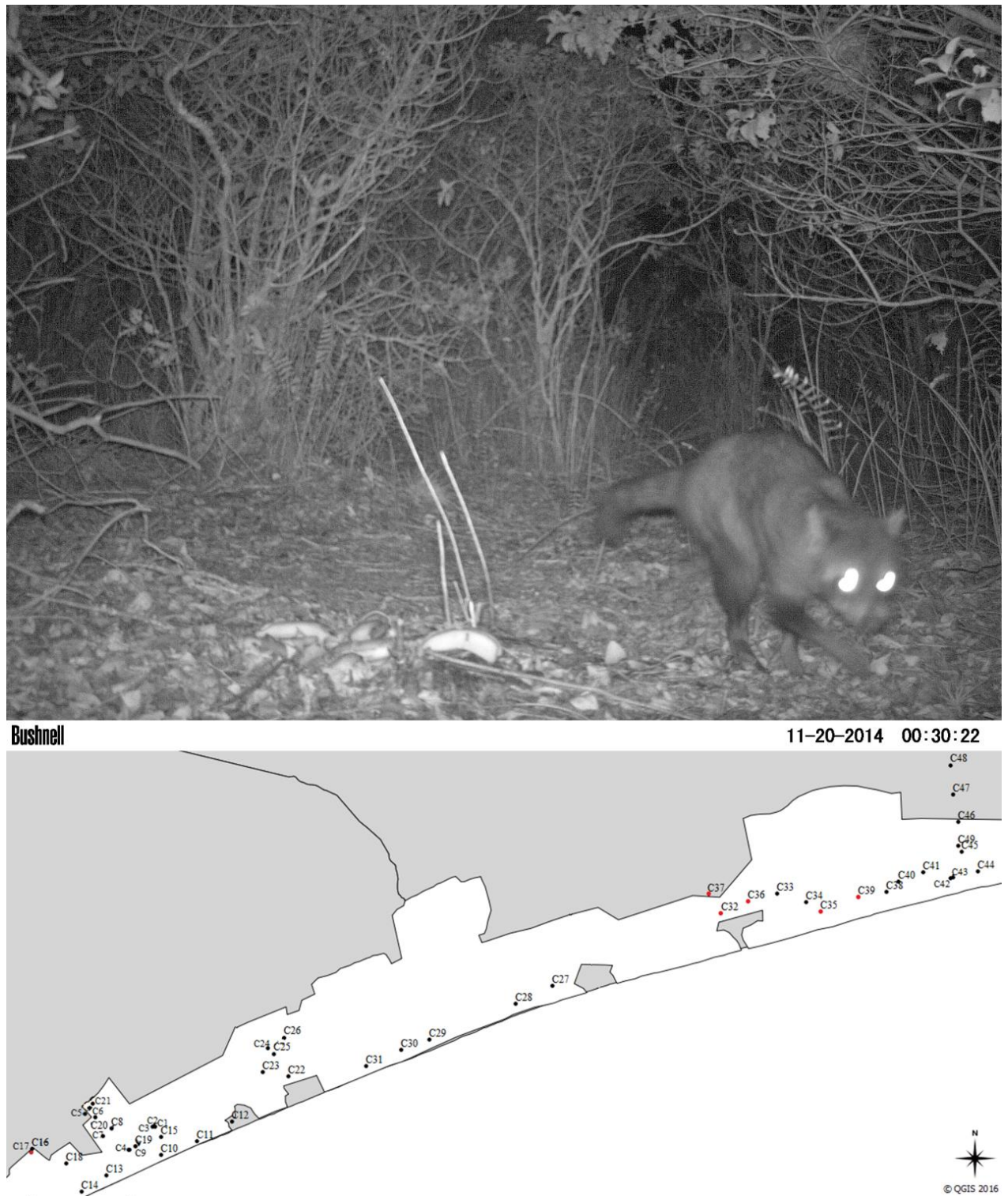


Figura 1.9. Registro fotográfico do *Procyon cancrivorus* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

O tatú-galinha *Dasytus novemcinctus* (Figura 1.10) foi uma das espécies silvestres com os valores mais baixos de IAR, classificada como rara (Tabela 1.3). Seus registros foram exclusivamente noturnos (Tabela 1.4) e ocorreram em formação aberta e florestal (Tabela 1.2).



Figura 1.10. Registro fotográfico do *Dasytus novemcinctus* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

A paca, *Cuniculus paca* (Figura 1.11), com um dos IAR mais baixos entre as espécies silvestres, foi considerada rara (Tabela 1.3).

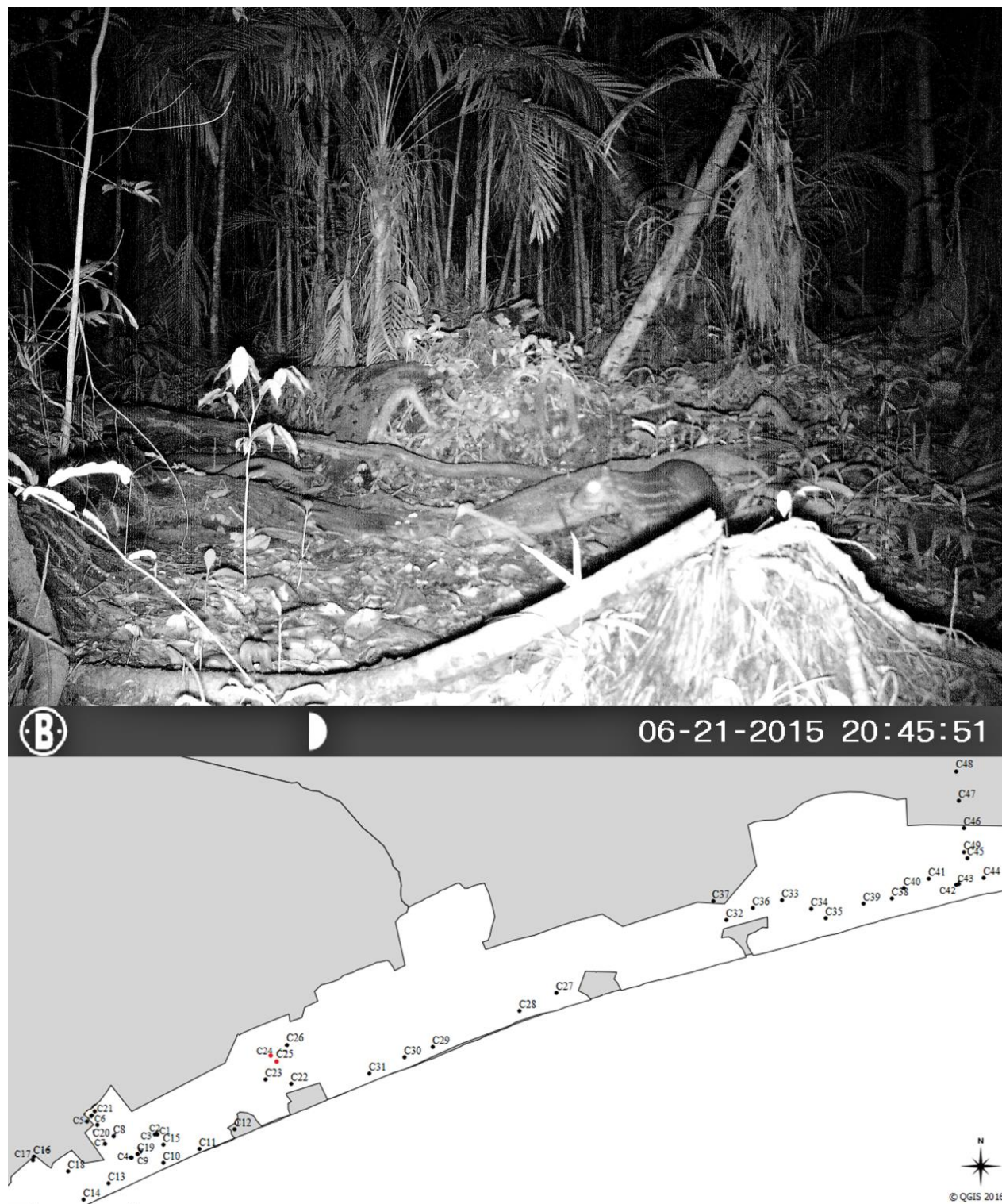


Figura 1.11. Registro fotográfico do *Cuniculus paca* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

Apesar da forte atração que a isca exerce nos registros de *C. paca* (Figura 1.4) e a distribuição de iscas sendo replicada em maioria dos pontos de amostragem, os registros da *C. paca* estão restritos a apenas dois pontos de amostragens próximos (Figura 1.11).



Figura 1.12. Registro fotográfico do *Puma yagouaroundi* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e destacados em vermelho os pontos de amostragem onde a espécie foi registrada.

O gato-mourisco *Puma yagouaroundi* foi a espécie com o mais baixo IAR sendo classificada como rara (Tabela 1.4), pela ocorrência de apenas dois registros no PARNA todo, exclusivamente em formação florestal (Figura 1.12).

Três espécies foram registradas exclusivamente por outros métodos que não tiveram esforço sistematizado. O ouriço-caixeiro *Coendou spinosus*, foi capturado acidentalmente em uma armadilha do tipo Tomahawk usada para estudos de pequenos mamíferos do PARNA. Além disso, a espécie também apresentou registro de atropelamento nas estradas do entorno. O segundo registro acidental trata-se do tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay*, que teve a carcaça encontrada em uma armadilha de queda (*pitfall*). Por último, o jupará *Potos flavus* foi visualizado e fotografado durante atividade de coleta de morcegos na região de Quissamã (Figura 1.13). O jupará já havia sido registrado no PARNA por Gonzaga & Rajão (2001) que depositaram um espécime-testemunho no Museu Nacional.



Figura 1.13: Registro fotográfico do *Potos flavus* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba durante campanha de coleta de morcego pela equipe de mastozoologia do NUPEM. (Foto: Fabio Patiu).

5. Discussão

5.1 Novos registros de espécies

Parte dos registros deste trabalho corresponde a espécies já citadas para o PARNA na literatura (Bergallo et al., 2004; Pessôa et al., 2010; Lemos et al., 2015), sendo que no trabalho de Pessôa et al. (2010) foram reportadas duas espécies de mustelídeos não detectadas neste trabalho: a lontra *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) e o furão-pequeno *Galictis cuja* (Schreder, 1776). O hábito de vida semiaquático da *L. longicaudis* dificulta seus registros pelas armadilhas-fotográficas, já que estas são mais eficientes no registro de espécies de hábito terrestre (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005). No caso de *G. cuja*, a espécie é apontada em Kasper et al. (2007) como registrada exclusivamente por visualização, sendo dificilmente registrada nas armadilhas-fotográficas. Vale ressaltar também que, neste estudo, o registro de *P. flavus* ocorreu a partir de visualização, assim como registrado anteriormente por Gonzaga & Rajão (2001). Essa espécie possui hábito de vida arborícola resultando na mesma dificuldade de registro por armadilhas-fotográficas citada para *L. longicaudis* e reforçando a necessidade de métodos complementares para elucidar a diversidade de uma área de estudo. Vale ressaltar que os registros da paca *Cuniculus paca* e do tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay* são novos e inéditos, uma vez que ambos não haviam sido registrados nos estudos anteriores da mastofauna do PARNA (Bergallo et al., 2004; Pessôa et al., 2010). Portanto, o presente estudo revelou uma maior riqueza local de mamíferos de médio e grande porte do que a anteriormente registrada para a área.

Os trabalhos de Bergallo et al. (2004) e Pessôa et al. (2010) realizados com mamíferos no PARNA tiveram como foco os de pequenos porte, com registros ocasionais dos de médios e grandes porte. A aplicação das armadilhas-fotográficas foi crucial neste estudo para o registro de *Cuniculus paca*, assim como a compilação de registros ocasionais por longo período contribuiu com informações mais completas sobre a composição e riqueza de mamíferos da área de estudo. Além disso, o uso das armadilhas-fotográficas nos permitiu conhecer mais acerca da abundância aparentemente reduzida dessas espécies no PARNA.

A amostragem nas diferentes formações do PARNA revelou diferenças na composição de espécies e a importância da formação florestal. A maior riqueza de espécies de mamíferos nas formações florestais do PARNA também foi apontado por Bergallo et al. (2004). Além disso, podemos observar que espécies como *Cuniculus*

paca, que selecionam habitat sendo frequentemente registradas em trilhas estreitas e de florestas densas (Goulart et al., 2009), ou *H. hydrochaeris*, fortemente associadas a corpos d'água (Oliveira & Bonvicino, 2010), foram exclusivas a determinadas formações. Sendo assim, é fundamental amostrar diferentes ambientes presentes na área de estudo, como apontado por Santos-Filho & Silva (2002), aumentando assim o sucesso dos registros, tanto para elucidar a riqueza como para melhor compreender o uso do espaço pelas espécies.

É visto que em locais sem pressão de caça *C. paca* é comum e facilmente observada (Oliveira & Bonvicino, 2011), enquanto que em áreas visadas para caça a abundância de frugívoros terrestres, como a *paca*, é significativamente reduzida (Chiarello, 1999). Portanto, os dados de abundância dessa espécie do PARNA podem estar refletindo o impacto da caça na região, sendo ela reconhecida como a preferencial pelos caçadores no estado do Rio de Janeiro (Ferreira, 2015), onde é considerada “Vulnerável” à extinção (Bergallo et al., 2000). Essa espécie cumpre um importante papel na predação e dispersão de sementes (Beck–King et al., 1997) e sua baixa abundância pode ser um agravante nas interações ecológicas na área. Na Amazônia, já foi relatado que as reduções da abundância de médios e grandes vertebrados levam à perda da capacidade da espécie em desempenhar suas funções ecológicas (Redford, 1992).

Os registros recentes de tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay* no estado do Rio de Janeiro se restringem às regiões serranas (Modesto et al., 2008a; Modesto et al., 2008b; Aximoff et al., 2015; de Carvalho et al., 2014). O registro de Modesto et al. (2008b) corresponde à região serrana do Norte Fluminense, mas é baseado em relato de moradores e funcionários do Parque Estadual do Desengano. Sendo assim, o registro da espécie no PARNA representa a primeira confirmação da espécie para o norte do Rio de Janeiro e a primeira ocorrência documentada no litoral norte do estado. O tatu-de-rabo-mole é considerada uma espécie rara no estado, sendo classificada como presumivelmente ameaçada em âmbito estadual (Bergallo et al., 2000), e seu registro no PARNA fortalece a importância desta unidade de conservação como refúgio à mastofauna regional.

5.2. Considerações sobre a abundância das espécies e período de atividade

Os dados de abundância para *C. thous* corroboram as considerações de que este seria o mamífero carnívoro silvestre mais comum na região Norte Fluminense (Pessôa et al., 2010). *Cerdocyon thous* encontra-se bem adaptada a vários ambientes da região

neotropical, podendo ser considerada como um canídeo silvestre com grande plasticidade ecológica, possivelmente relacionada a seu hábito alimentar generalista e oportunista (Trovati et al., 2007). O registro de pares e pequenos grupos no PARNA é consistente com os hábitos de forrageio da espécie, que predominantemente é solitária, mas forma pares e pequenos grupos familiares (Cheida et al., 2011).

As capivaras, *Hydrochoerus hydrochaeris*, formam grupos de tamanhos variados dependendo de características do habitat e da presença de predadores (Macdonald, 1981). A proporção de grupos e do tamanho destes no PARNA pode não estar correspondendo à realidade, pois as *camera-trap* possuem um limite do ângulo de abertura da lente e de metros da incidência do flash, sendo assim, a identificação de grandes grupos é dificultada pelos registros de capivara terem sido exclusivamente noturnos.

Puma yagouaroundi é a espécie de médio porte com maior nível de ameaça presente no PARNA, sendo classificada como ameaçada de extinção na categoria Vulnerável em âmbito nacional (Almeida et al., 2013). Apesar de ter sido poucas vezes registrada, o conhecimento da presença desta espécie no PARNA demonstra a importância e prioridade da conservação das áreas naturais da restinga. Além disso, é comum poucas capturas fotográficas de felinos, já que estes naturalmente apresentam baixa densidade (Karanth et al., 2011) e comportamento esquivo, tendo assim mais chances de terem seus dados de abundância subestimados (Pardini et al., 2003).

O período de atividade noturno predominante em *Dasybus novemcinctus*, *Procyon cancrivorus*, *Cerdocyon thous* e *Cuniculus paca* corresponde ao apontado em outros estudos com *camera-trap* no Brasil (Nascimento et al., 2004; Cheida et al., 2012; Tortato & Althoff, 2009; Rezini et al., 2007; Ciocheti, 2007). Para a capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* o padrão noturno é apontado por Ciocheti (2007) para fragmentos agroflorestais do estado de São Paulo, enquanto em Jacomassa (2010), trabalhando no pantanal de Mato Grosso do Sul, sugere uma maior atividade no período da manhã e tarde. Esses dados podem apontar diferenças de comportamento para a espécie em diferentes regiões do Brasil. O padrão de atividade encontrado para *Tamandua tetradactyla* corresponde ao reportado por Medri et al. (2011) para a espécie. O conhecimento dos períodos de atividade das espécies silvestres contribui na elaboração das ações em projetos de pesquisas, aumentando a eficiência a partir da

determinação dos melhores horários para aumentar a detectabilidade e captura da espécie alvo do estudo (Nascimento et al., 2004).

5.3 Considerações sobre o esforço amostral, riqueza de espécies e influência de iscas

Carbone et al. (2001) sugere o esforço amostral de no mínimo 1000 armadilhas-dia para elucidar a diversidade de uma área e estimar espécies de mamíferos crípticos, tendo baseado essa estimativa em estudos na Índia, Nepal, Tailândia, Malásia e Indonésia. Entretanto, ao analisarmos a curva de acúmulo de espécies para o PARNA nota-se a necessidade do esforço total (3242 armadilhas-dia) para uma boa elucidação da mastofauna de médio e grande porte da área. Considerando a sugestão de 250 armadilhas-dia no mínimo por Srbeek-Araujo & Chiarello (2007) para Mata Atlântica, tal sugestão seria claramente ineficiente em levantamentos em restingas. A razão para esse elevado esforço amostral no PARNA possivelmente se deve ao fato das restingas apresentarem um ambiente relativamente pobre em nutrientes e com baixa produtividade (Dias et al., 2005), principalmente em comparação a áreas de floresta tropical densa, como as estudadas por Srbeek-Araujo & Chiarello (2007) e Carbone et al. (2001). Essas diferenças mostram como as singularidades de cada área podem influenciar o esforço amostral mínimo necessário para registrar um conjunto local representativo de espécies.

Apesar do aparente menor sucesso no registro de mamíferos em restingas por meio de armadilhas-fotográficas, ao comparar a riqueza de mamíferos de médio e grande porte das áreas de restingas fluminenses (Pessoa et al., 2010) com a do PARNA, este apresenta a maior riqueza. As demais restingas fluminenses possuem áreas naturais menores (Rocha et al., 2007), e ao mesmo tempo carecem de trabalhos focados neste grupo de mamíferos. Sendo assim, o PARNA a maior área de restinga natural no leste do Brasil, preserva até o momento a maior riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte.

Os altos valores de falsos positivos registrados nas armadilhas principalmente nas áreas de formação aberta, também foram observados em estudos com *camera-trap* de sensor de infravermelho em áreas abertas de Cerrado (Santos-Filho & Silva, 2002), o que reforça a necessidade de vistorias periódicas ao equipamento em campo.

Como a presença da isca afeta as espécies diferentemente, seu uso é recomendado para o estudo de espécies alvos no intuito de aumentar o número de registro da mesma

(du Preez et al., 2014). Gimán et al. (2007) apontam que um refinamento da colocação e do tipo de isca são essenciais para se conseguir melhores registros. Sendo assim, o uso de banana e sardinha em lata em áreas de restinga é pouco eficiente para a atração de maior parte das espécies de mamíferos silvestres, assim como as iscas de cheiros utilizadas, estas por se tratarem de atrativos para determinadas espécies pode ter causado um efeito repelente ou indiferente para as outras espécies.

6. Referências Bibliográficas

- Almeida, L.B., Queirolo, D., Beisiegel, B.M., Oliveira, T.G. 2013. Avaliação do estado de conservação do Gato-mourisco *Puma yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, 3(1): 99-106.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, 22(6): 711-728.
- Alves, L.C.P.S. & Andriolo, A. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. Revista Brasileira de Zoociências, 7(2): 231-246.
- Anacleto, T.C.S, Chiarello, A.G.; da Silva, K.F.M., Mourão, G.M, Vaz, S.M. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Cabassous tatouay* Desmarest, 1804 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7096-mamiferos-cabassous-tatouay-tatu-de-rabo-mole-grande.html>.
- Astua de Moraes, D., de la Sancha, N., Costa, L. 2015. *Didelphis aurita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T40500A22175929. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T40500A22175929.en>. Downloaded on 21 March 2016.
- Auricchio, P. & Salomão, S. 2002. Técnicas de Coleta e Preparação de Vertebrados para Fins Científicos e Didáticos. Editora Terra Brasilis Ltda., Arujá. 348p.
- Aximoff, I., Cronemberger, C., Pereira, F.A. 2015. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais do estado do Rio de Janeiro. Oecologia Australis, 19(1): 215-231.

- Bager, A. 2012. *Ecologia de estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. 313p.
- Beck–King, H., von Helversen, O., Beck–King, R. 2006. Home Range, Population Density, and Food Resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A Study Using Alternative Methods. *Biotropica*, 31(4): 675-685.
- Beisiegel, B.M., Lemos, F.G., Queirolo, D., Jorge, R.S.P. 2013. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3 (1): 138-145.
- Beisiegel, B.M. 2009. First camera trap record of bush dogs in the state of São Paulo, Brazil. *Canid News*, 12.5. Disponível no link: http://www.canids.org/canidnews/12/Bush_dogs_in_Sao_Paulo.pdf
- Bergallo, H.G., Geise, L., Bonvicino, C.R., Cerqueira, R., D'Andrea, P.S., Esberard, C.E., Fernandez, F.A.S., Grelle, C.E.V., Siciliano S., Vaz, S.M. 2000. Mamíferos. In: Bergallo, H.G., Rocha, C.F.D., Van Sluys, M., Geise, L., Alves, M.A. (ed). *Lista da Fauna Ameaçada do Estado do Rio de Janeiro*. Editora EdUERJ, Rio de Janeiro. 205p.
- Bergallo, H.G., Martins-Hatano, F., Raíces, D., Ribeiro, T.T.L., Alves, A.G., Luz, J.L., Mangolin, R., Mello, M.A.R. 2004. Os mamíferos da restinga de Jurubatiba. In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A., Scarano, F.R. (eds). *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. Editora RiMa. São Carlos. pp. 215-230.
- Brito, D., Astua de Moraes, D., de la Sancha, N., Flores, D. 2015. *Marmosa paraguayana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136844A22174858. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T136844A22174858.en>. Downloaded on 21 March 2016.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Wan Shahrudin, W.N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.

- Caris, E.A.P., Kurtz, B.C., Cruz, C.B.M., Scarano, F.R. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguésia*, 64(4): 747-755.
- Carvalho, W.D., Adania, C.H., Esbérard, C.E.L. 2013. Comparison of two mammalian surveys made with camera traps in southeastern Brazil, focusing the abundance of wild mammals and domestic dogs. *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 29-36.
- CBEE, Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas. 2016. Atropelômetro. Disponível no site: <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>. Acessado em 15 de março de 2016.
- Cerqueira, R. 2000. Biogeografia das Restingas. In: Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. (Eds.) *Ecologia de Restingas e lagoas costeiras*. Macaé – RJ: NUPEM/UFRJ. pp.65-75.
- Cheida, C.C., Guimarães, F.H., Beisiegel, B.M. 2013. Avaliação do risco de extinção do Guaxinim *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1): 283-290.
- Cheida, C.C., Nakano-Oliveira, E., Fusco-Costa, R., Rocha-Mendes, F., Quadros, J. 2011. Capítulo 8: Ordem Carnívora. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição. Editora Edur UFRRJ, Londrina. pp. 231-275.
- Cheida, C.C., Rodrigues, F.H.G., Mourão, G.M. 2012. Ecologia espaço-temporal de guaxinins *Procyon cancrivorus* (Carnívora, Procyonidae) no Pantanal central. 6º Congresso Brasileiro de Mastozoologia – Corumbá/MS.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1): 71-82.
- Ciocheti, G. 2007. Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*), Onça-Parda (*Puma concolor*) e Jaguaritica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal, no estado de São Paulo. Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres, no Instituto de Biociências – Universidade de São Paulo.

- Clarín, B.M., Bitzilekis, E., Siemers, B.M., Goerlitz, H.R. 2014. Personal messages reduce vandalism and theft of unattended scientific equipment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(2): 125–131.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cunha, A.A. 2007. Alterações na composição da comunidade e o status de conservação dos mamíferos de médio e grande porte da Serra dos Órgãos. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*: 211-224.
- de Carvalho, I.D., de Oliveira, R., Pires, A.S. 2014. Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. *Biota Neotropica*, 14(3): 1-9.
- Delciellos, A.C., Novaes, R.L.M., Loguercio, M.F.C, Geise, L., Santori, R.T., Souza, R.F., Papi, B.S., Raíces, D., Vieira, N.R., Felix, S., Detogne, N., Silva, C.C.S., Bergallo, H.G., Rocha-Barbosa, O. 2012. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Check List*, 8(4): 675-692.
- Dias, A.T.C., Zaluar, H.L.T., Ganade, G., Scarano, F.R. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian Sandy coastal plain. *Journal of Tropical Ecology*, 21(3): 343-347.
- du Preez, B.D., Loveridge, A.J., Macdonald, D.W. 2014. To bait or not to bait: A comparison of camera-trapping methods for estimating leopard *Panthera pardus* density. *Biological Conservation*, 176 (2014): 153–161.
- Esteves, F.A. 2011. Capítulo 6: Economia do Petróleo e suas Consequências sobre a Restinga de Jurubatiba. In: Esteves, F.A. *Do Índio Goitacá à Economia do Petróleo: Uma viagem pela História e Ecologia da Maior Restinga Protegida do Brasil*. Essentia Editora, Campos dos Goytacazes. pp. 59-62.
- Ferreira, E.T. 2015. Avaliação do impacto e percepções de infrações contra a fauna terrestre em unidades de conservação estaduais de proteção integral do Rio de Janeiro. Trabalho de Conclusão para a obtenção do Título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação, no Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação, da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29: 207-231.
- Giman, B., Stuebing, R. Megum, N., Mcshea, W.J., Stewart, C.M. 2007. A camera trapping inventory for mammals in a mixed use planted forest in Sarawak. *The Raffles Bullentin of Zoology*, 55(1): 209-105.
- Gonzaga, L.P. & Rajão, H. 2001. Distribution of the Kinkajou (*Potos flavus*; Procyonidae, Carnivora) in the Atlantic florest region of eastern Brazil. *Mammalia*, 65(4): 544-548.
- Goulart, F.V.B., Cáceres, N.C., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni, I.R., Oliveira-Santos, R.O. 2009. Habitat selection by large mammals in a Southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74: 182-190.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica*, 42(1): 126–133.
- Henle, K., Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A., Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity & Conservation*, 13(1): 1-8.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2016. Mamíferos - *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessôa & Gonçalves, 2011 - Rato-do-Chão. Acessado em 09 de marca de 2016. Disponível no link: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/6087-especie-6087.html>.
- Jacomassa, F.A.F. 2010. Atividade, uso de ambientes, comportamento e densidade de capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766) (Mammalia: Rodentia: Caviidae) no Pantanal do Miranda, MS. *Biodiversidade Pampeana*, 8(1): 46-49.
- Jennelle, C.S., Runge, M.C., Mackenzie, D.I. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation*, 5(2): 119-120.
- Karanth, K.U., Gopaldaswamy, A.M., Kumar, N.S., Vaidyanathan, S., Nichols, J.D., MacKenzie, D.I. 2011. Monitoring carnivore populations at the landscape scale:

- occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48(4): 1048–1056.
- Kasper, C.B., Mazim, F.D., Soares, J.B.G., Oliveira, T.G., Fabián, M.E. 2007. Composição a abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4): 1087-1100.
- Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Sphiggurus spinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T20634A9216258. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T20634A9216258.en>. Downloaded on 22 March 2016.
- Lemos, H.M., Silva, C.A.O., Patiu, F.M., Gonçalves, P.R. 2015. Barn Owl pellets (*Aves: Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 15(2): 1-9.
- Macdonald, D.W. 1981. Dwindling resources and the social behavior of Capybaras, (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Mammalia). *Journal of Zoology*, 194: 371-391.
- Marques, R.V. & Mazim, F.D. 2005. A utilização de armadilhas fotográficas para o estudo de mamíferos de médio e grande porte. *Caderno La Salle XI*, 2(1): 219-228.
- Medri, I.M., Mourão, G.M., Rodrigues, F.H.G. 2011. Capítulo 4: Ordem Pilosa. p. 91-106. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição. Editora Edur UFRRJ, Londrina. pp: 91-106.
- Modesto, T.C., Pessôa, F.S., Enrici, M.C., Attias, N., Jordão-Nogueira, T., Costa, L.M., Albuquerque, H.G., Bergallo, H.G. 2008a. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 8(4):153-159.
- Modesto, T.C., Pessôa, F.S., Jordão-Nogueira, T., Enrici, M.C., Costa, L.M., Attias, N., Almeida, J., Raíces, D.S., Albuquerque, H.G., Pereira, B.C., Esbérard, C.E.L., Bergallo, H.G. 2008b. Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List*, 4(3): 341-348.
- Nascimento, V.L., Ferreira, J.A., Freitas, D.M., Souza, L.L., Borges, P.A.L., Tomas, W.M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota. IV Simpósio sobre Recursos naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá/MS.

- Nunes, A.V., Lessa, G., Scoss, L.M. 2012. Composição e abundância relativa dos mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Revista Biotemas*, 25(3): 205-216.
- Ohana, J.A.B.; Bertassoni, A.; Miranda, F.R.; Mourão, G.M.; Miranda, G.H.B.; Costa, J.F.; Silva, K.F.M.; Faria-Corrêa, M.A. & Belentani, S.C.S. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7050-mamiferos-tamandua-tetradactyla-tamandua-mirim.html>.
- Oliveira, J.A. & Bonvicino, C.R.. 2011. Capítulo 12: Ordem Rodentia. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). Mamíferos do Brasil. 2ª edição. Editora Edur UFRRJ, Londrina. pp. 359-415.
- Pardini R., Ditt E.H., Cullen J.R.L, Bassi C., Rudran R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. in Cullen Jr, Rudran R., Valladares-Padua C. (eds) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo de vida silvestre. Editora UFPR, Paraná.
- Penido, G., Zanzini, A.C.S. 2012. Checklist of large and médium-sized mammals of the Estação Ecológica Mata do Cedro, an Atlantic forest remnant of central Minas Gerais, Brazil. *Check List*, 8(4): 712-717.
- Pessôa, L. M.; Tavares, W. C.; Gonçalves, P. R. 2010. Mamíferos das Restingas do Macrocompartimento Litorâneo da Bacia de Campos, Rio de Janeiro. In: Pessoa, L.M.; Tavares, W. C.; Siciliano, S.. (Org.). Mamíferos de restingas e manguezais da Brasil. 1ª edição. Sociedade Brasileira de Mastozoologia/Museu Nacional, Rio de Janeiro. pp. 56-78.
- Pinowski, J. 2005. Roadkills of Vertebrates in Venezuela. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1): 191-196.
- Prado, M.R., Rocha, E.C., del Giudice, G.M.L. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore*, 32(4): 741-749.
- Queirolo, D., Vieira, E., Emmons, L., Samudio, R. 2008b. *Cuniculus paca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T699A13068075.

<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T699A13068075.en>. Downloaded on 22 March 2016.

Queirolo, D., Vieira, E., Reid, F. 2008a. *Hydrochoerus hydrochaeris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T10300A3191404.

<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T10300A3191404.en>.

Downloaded on 22 March 2016.

Redford, K.H.1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42(6): 412-422.

Rezini, J.A., Caglioni, E., de Jesus, C.R., Laps, R.R. 2007. Análise do comportamento diário de mamíferos através de armadilhas fotográficas. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu/MG.

Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Van Sluys, M., Alves, M. A. S., Jamel, C.E. 2007. The remnants of resting habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 263-273.

Rocha, C. F. D., Van Sluys, M., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 159-168.

Rowcliffe, J.M. & Carbone, C. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, 11: 185-186.

Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 32-49.

Santiago, R. 2016. Levantamento da mastofauna de médio e grande porte da Estação Experimental Syngenta de Holambra, São Paulo. *Revista Intertox de Toxicologia Risco Ambiental e Sociedade*, 9(1): 112-131.

Santos-Filho, M., Silva, M.N.F. 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, 4(1): 57-73.

Santos, K.K., Pacheco, G.S.M., Passamani, M. 2016. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. *Check List*, 12(1): 1-8.

- Scoss, L.M., Marco-Jr, P., Silva, E. Martins, S.V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, 28(1): 121-127.
- Silva, K.F.M.; Costa, J.F.; Anacleto, T.C.S. & Timo, T.P.C. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7106-mamiferos-dasypus-novemcintus-tatu-galinha.html>.
- Soisalo, M.K. & Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using câmera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129(4): 487-496.
- Souza J.L. & Anacleto, T.C.S. 2012. Levantamento de mamíferos atropelados na rodovia BR-158, estado de Mato Grosso, Brasil. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras pp. 207-221.
- Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in Southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21(1): 121-125.
- Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello, A.G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 647-656.
- Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello, A.G. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 13(2): 51-62.
- StatSoft, Inc. 2007. *STATISTICA* (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- Tortato, F.R. & Althoff, S.L. 2009. Avaliação de fatores abióticos sobre o período de atividade do graxaim (*Cerdocyon thous* Carnivora: Canidae). *Biotemas*, 22(4): 147-152.
- Trolle, M. & Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69 (3-4): 409-416.

- Trolle, M., Noss, A.J., Cordeiro, J.L.P., Oliveira, L.F.B. 2008. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys. *Biotopica*, 40(2): 211-217.
- Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14(1): 18-30.
- Trovati, R.G., Brito, B.A., Duarte, J.M.B. 2007. Área de uso e utilização de habitat de Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no Cerrado da região central do Tacontins, Brasil. *Mastozoologia Neotropical*, 14(1): 61-68, Mendoza.
- Wilson, D. E.; Cole, F. R.; Nichols, J. D.; Rudran, R.; Foster, M. S. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Press, Washington. 409 p.

Capítulo 2: Ameaças aos mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

1. Introdução

As extinções são processos naturais na história evolutiva das espécies (Collen et al., 2006). Entretanto, a taxa de extinção no presente possui a mesma aceleração que os cinco grandes episódios de extinção em massa da história geológica (May, 2010), sendo a perda de habitat, a exploração humana, a caça e a introdução de espécies invasoras as maiores responsáveis pelo processo atual de extinção das espécies (Diamond, 1989; Redford, 1992). Afetando o ecossistema desde quando as reduções da abundância de médios e grandes vertebrados atingem níveis extremos, parando assim de interagir ecologicamente em longo prazo e perdendo a capacidade de desempenhar suas funções ecológicas (Redford, 1992).

Os mamíferos de médio e grande porte além de possuírem muitas características que as tornam suscetíveis aos impactos antrópicos, como baixa abundância natural, alto requerimento de área individual, altas flutuações populacionais, baixo potencial reprodutivo, baixo poder de dispersão e requerimentos específicos de hábitat (Henle et al., 2004, Calaça et al., 2010; Laurance & Bierregaard, 1997), desempenham também importantes funções ecológicas. Enquanto os mamíferos herbívoros e frugívoros atuam na dispersão de sementes e predação destas e de plântulas, influenciando a reprodução e propagação de espécies de árvores (Tabarelli & Peres, 2002; Ripple et al., 2015), os carnívoros atuam na manutenção da estrutura trófica nos ecossistemas (Crooks & Soulé, 1999). Sendo assim, mamíferos de médio e grande porte são importantes espécies para a manutenção e conservação dos ecossistemas em que ocorrem.

Esse conjunto de mamíferos apresenta alta mortalidade por atropelamento nas estradas (Grilo, 2012). O registro de atropelamento de mastofauna representa uma oportunidade para obtenção de dados sobre a riqueza de espécies em áreas de estudo (Souza & Anacleto, 2012) e identificação de diferenças na sensibilidade das espécies a este impacto (Bager, 2012). Apesar disso, a mastofauna atropelada em rodovias internas e no entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) permanece pouco conhecida, dificultando avaliações da vulnerabilidade das espécies locais a este tipo de impacto.

A caça é o conflito, isoladamente, mais crítico na área do PARNA (Ferreira, 2015). Há no Brasil uma alta pressão de caça sobre os mamíferos de médio e grande porte (Chiarello, 2000), seja para o consumo alimentar ou por retaliação por danos em áreas rurais (Bodmer et al., 1997). Muitas das espécies cinérgicas apresentam ciclos de vida longos e conseqüentemente são mais frágeis à pressão de caça (Bodmer et al., 1997). Os caçadores agem com armas de fogo, possuem motivações, finalidades, condições financeiras variadas (Sampaio, 2014) e se valem do uso de cães (*Canis lupus familiaris*), que por sua vez é uma das espécies exóticas mais difundidas em comunidades rurais e indígenas (Alves et al. 2009, Trinca, 2004; Bonaudo, 2005) e em UCs do Brasil (Ferreira et al., 2005; Sampaio & Schmidt, 2013).

As espécies domésticas estão globalmente disseminadas (Smith et al., 2009), representando diversas ameaças, pois, além de competirem com espécies nativas, são potenciais disseminadoras de doenças. Cleaveland et al. (2001) quantificou altas taxas de patógenos transmitidos pelo gado e carnívoros domésticos para animais silvestres. Além disso, a possibilidade da transmissão de doenças entre espécies domésticas e silvestres e vice-versa é de interesse fundamental à saúde pública, pois representam riscos as populações humanas (Cleaveland et al., 2001). A expansão das populações humanas altera o padrão de distribuição das espécies, permitindo a introdução proposital ou não de espécies exóticas e representando uma ameaça a biodiversidade nativa (Primack & Rodrigues, 2001). A forte relação entre extinção de espécies nativas e a introdução de espécies exóticas aumenta a preocupação diante da presença de exóticas em unidades de conservação (Burbidge & Manly, 2002). Entretanto, esse assunto não é tratado de forma prioritária na gestão de UCs no Brasil, por conta da demora na percepção dos efeitos de uma espécie exótica invasora na biota nativa (Sampaio & Schmidt, 2013).

Tendo em vista a sensibilidade da mastofauna de médio e grande porte às mudanças ambientais e sua importância em diversos processos ecológicos, o conhecimento das ameaças a essas espécies é fundamental para entender os efeitos na comunidade biológica ou dos ecossistemas, assim como possibilitar ações para mitigação desses impactos. Apesar do conhecimento acumulado na Mata Atlântica sobre essas questões, ainda não há estudos que identifiquem impactos antrópicos locais sobre as populações de médios e grandes mamíferos em restingas, ou que avaliem seus efeitos nestas espécies. Neste capítulo serão identificadas as ameaças às espécies silvestres de

mamíferos de médio e grande porte do PARNA e avaliadas as respostas das espécies silvestres a estes impactos antrópicos em termos de riqueza e abundância, subsidiando estimativas de vulnerabilidade das populações de mamíferos silvestres dentro da unidade de conservação.

2. Objetivos

- Avaliar quais espécies silvestres de mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba estão mais suscetíveis ao impacto direto de atropelamento nas estradas do entorno;
- Identificar impactos antrópicos e por espécies exóticas sobre as espécies silvestres de mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba;
- Avaliar se a abundância e a riqueza local de espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba têm sido influenciadas pelos impactos antrópicos identificados e do entorno e se há diferenças entre os quadrantes amostrados do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

3. Materiais e Métodos

3.1. Área de estudo

Esse estudo foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA, Figura 2.1), localizado no litoral Norte Fluminense e abrangendo os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, com área de 14.860 hectares, sendo a maior área contínua preservada de restinga do estado do Rio de Janeiro (Rocha et al., 2007). Entretanto, o PARNA se encontra em uma área de grande interesse da economia do petróleo e que já atraiu centenas de empresas nacionais e internacionais especializadas no ramo, inicialmente para o município de Macaé, mas, recentemente, expandindo-se para os municípios litorâneos adjacentes (Esteves, 2011).

Os níveis atuais de distúrbio direto e indireto dos ecossistemas naturais da região afetam negativamente as populações de vertebrados que nela vivem (Rocha et al.,

2007), sendo os tipos mais comuns de denúncias recebidas para a área aquelas relacionadas à pesca, caça, supressão de restinga e ocupação desordenada no entorno (ICMBio, 2007). A principal motivação da caça em UCs no Norte Fluminense é de caráter cultural por não representar um recurso necessário para a subsistência alimentar ou financeira dos praticantes. Além disso, a área da unidade é retangular e alongada com cerca de 40km de extensão ao longo do litoral e apenas 1,5 a 5km de extensão para o interior. Possuindo alta permeabilidade com diversos acessos em seu extenso perímetro.

Três balneários encontram-se englobados pelos limites do PARNA, pertencendo ao município de Carapebus (praia de Carapebus) e dois a Quissamã (João Francisco e Visgueiro) e, em sua extremidade sul, as cercas da unidade fazem limites com um dos bairros mais populosos e sem infraestrutura de Macaé (Bairro Lagomar). Percebe-se uma alteração gradual do tipo de formação vegetal dominante, uso do solo e proximidade a remanescente do entorno no PARNA. Na porção sul do PARNA a formação aberta de *Clusia* é dominante, com maior concentração de remanescentes no entorno, na porção central há a transição da formação de *Clusia* para aberta de Ericaceae, a região de entorno é dominada por terras alteradas para agricultura e pecuária (Caris et al., 2013), além de a área incluir um acesso ao Balneário de Carapebus muito procurado na época de veraneio (ICMBio, 2007). Por fim a porção leste do PARNA apresenta dominância da formação aberta de Ericaceae, o entorno é dominado por terras alteradas para agricultura e pecuária tendo áreas no interior do PARNA com vegetação afetada por essas alterações, como por exemplo, pela estada do gado (Caris et al., 2013), nessa porção há os acessos aos Balneários de João Francisco e Visgueiro, ambos procurados na época de veraneio. Essas ameaças e diferenças dentro da Restinga de Jurubatiba são pouco estudadas em relação de como afetam as espécies de médios e grandes mamíferos da área.

Para este estudo, o PARNA foi dividido em três quadrantes considerando as diferenças de cobertura vegetal e uso do solo na extensão do PARNA (Caris et al., 2013; ICMBio, 2007). O quadrante 1 (Q1) se estendeu da extremidade sul dos limites do PARNA até a margem direita da Lagoa de Carapebus, onde se localizavam fazendas com histórico de produção de coco e gado (Fazendas São Lázaro e Retiro); o quadrante 2 (Q2) se estendeu da margem esquerda da Lagoa de Carapebus (Carapebus), até a estrada de acesso ao Balneário de João Francisco (Quissamã),

compreendendo áreas próximas a dois balneários dos municípios de Carapebus e Quissamã; e por fim, o quadrante 3 (Q3) se estendeu do balneário João Francisco até o limite norte do PARNA, abrangendo áreas de lagoas salinas, ainda utilizadas para pastoreio de gado, e áreas próximas ao balneário do Visgueiro (Quissamã). As áreas do entorno do Parque também foram incluídas para o registro de exemplares atropelados, incluindo registros a até 12 km de distância dos seus limites (Figura 2.1).



Figura 2.1: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com os quadrantes delimitados pela linha vermelha, sendo: Q1 o quadrante um; Q2 o quadrante dois e Q3 o quadrante três. A linha branca marca o limite de 12km do entorno do PARNA.

3.2. Armadilhas –fotográficas

A partir do desenho amostral para o levantamento das espécies de mamíferos de médio e grande porte através do uso de armadilhas-fotográficas apresentado no Capítulo 1 (pág. 24), foram considerados os dados para o reconhecimento das espécies de mamíferos exóticas e interações antrópicas no PARNA.

O esforço corrigido (Tabela 2.1) exclui os cinco primeiros dias do esforço amostral em armadilhas-dia nos pontos de amostragem em que houve colocação de iscas, visando evitar a influência das iscas nos padrões de abundância. Além disso, houve remoção aleatória de dias extras no Q2, a fim de reduzir as diferenças de armadilhas-dia entre os quadrantes.

Tabela 2.1: Esforço amostral em armadilhas-dia aplicado em cada quadrante e esforço corrigido aplicado para as comparações entre os quadrantes.

Quadrante	Armadilhas-dia	Esforço corrigido
Q1	1110	964
Q2	1127	963
Q3	1005	945

3.3. Registros baseados em espécimes-testemunho

Conforme explicado no Capítulo 1 (pág. 28), os exemplares atropelados fatalmente dentro do entorno de 12km do PARNA e encaminhados ao NUPEM/UFRJ foram examinados para apontar as espécies da região mais sensíveis ao impacto direto das estradas. Para isso foi determinado a proporção de atropelamentos das espécies em relação ao total de atropelamentos fatais no entorno de 12km.

3.4. Análise de dados

Os registros fotográficos ou em vídeo foram triados conforme descrito no Capítulo 1 (pág. 28), sendo calculados o IAR para as espécies exóticas e para os registros de humanos a fim de comparações.

Análises de variância não-paramétricas (Kruskal-Wallis) foram utilizadas para testar similaridades entre os quadrantes com respeito aos IAR das espécies silvestres mais abundantes (apenas as com mais de 10 registros independentes) e com respeito à riqueza. Estas análises foram feitas com o auxílio do programa Statistica 8.0 (StatSoft, 2007).

No intuito de se investigar a sensibilidade das espécies a impactos antrópicos no PARNA, foram avaliadas as relações da riqueza e da abundância das espécies com alguns parâmetros descritores de impactos antrópicos. Estes parâmetros consistiram na (d_{urb}) distância linear do registro até área urbana mais próxima, (d_{estr}) distância linear do registro até a estrada mais próxima, (d_{lag}) a distância linear do registro até a lagoa mais próxima, (IAR_{Bos} e IAR_{Canis}) IAR local das espécies exóticas com mais de 10 registros independentes e (H_{sap}) IAR de registros humanos. As medidas das distâncias

foram feitas no programa *Google Earth*, repetindo três vezes cada medida linear e retirada a média a fim de aumentar a acurácia de cada mensuração.

A influência sobre IAR local (i.e. de cada ponto amostral) de cada espécie silvestre (IAR_i) e a riqueza local de espécies silvestres (R) em função dos parâmetros antrópicos foi modelada no programa R 3.2.2 (R Core Team, 2015) com o pacote AICcmodavg 2.0-4 (Mazerolle, 2016), compondo sete modelos lineares formulados para todas as espécies com mais de 10 registros independentes e para riqueza, sendo eles:

Modelo	Hipótese
(mod1) IAR _i ou R ~ d _{urb} + d _{estr} + d _{lag} + IAR _{Bos} + IAR _{Canis} + Hsap	→ Atributos da paisagem, abundância de exóticos e frequência de humanos influenciam abundância e riqueza de silvestres
(mod2) IAR _i ou R ~ d _{urb} + d _{estr} + d _{lag} + Hsap	→ Atributos da paisagem e frequência de humanos influenciam abundância e riqueza de silvestres
(mod3) IAR _i ou R ~ d _{urb} + d _{estr} + d _{lag}	→ Atributos da paisagem influenciam abundância e riqueza de silvestres
(mod4) IAR _i ou R ~ d _{urb} + d _{estr}	→ Atributos antropogênicos da paisagem influenciam abundância e riqueza de silvestres
(mod5) IAR _i ou R ~ IAR _{Bos} + IAR _{Canis}	→ Abundância de exóticos influencia abundância e riqueza de silvestres
(mod6) IAR _i ou R ~ Hsap	→ Frequência de humanos influencia abundância e riqueza de silvestres
(mod7) IAR _i ou R ~ Esf	→ Esforço amostral influencia a abundância e riqueza de silvestres registrada (hipótese nula)

Além destes modelos, para *Hydrochoerus hydrochaeris* foi formulado um modelo a mais considerando a distância linear do registro até a lagoa mais próxima (mod8: IAR_{Hydro} ~ d_{lag}) em consideração ao hábito de vida semiaquático da espécie. Os modelos foram comparados a partir do Critério de Informação de Akaike (AICc). Os melhores modelos selecionados a partir do Critério de Informação de Akaike (modelos com $\Delta_{AICc} < 2$) também foram validados a partir de seus coeficientes de determinação (R^2) e respectivos níveis de significância (p).

4. Resultados

4.1. Mastofauna atropelada no entorno do PARNA.

Até outubro de 2015, encontravam-se depositados no NUPEM 78 indivíduos de médios e grandes mamíferos vítimas de atropelamento. Destes, nove foram registrados dentro da área de 12 km de entorno do PARNA (Figura 2.2; Apêndice 2.1) entre setembro de 2011 até maio de 2014, representando quatro espécies.



Figura 2.2: Registros de atropelamento de mamíferos silvestres nas estradas do perímetro de entorno (12 km – Linha branca) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Linha preta).

Estas quatro espécies vitimadas por atropelamentos são também registradas dentro do PARNA a partir das armadilhas-fotográficas (*C. thous*, *P. cancrivorus* e *P. yagouaroundi*) e capturas acidentais (*C. spinosus*). A espécie com maior representatividade nos atropelamentos (Figura 2.3) foi *C. thous*, sendo a mais vulnerável a este tipo de impacto na região.

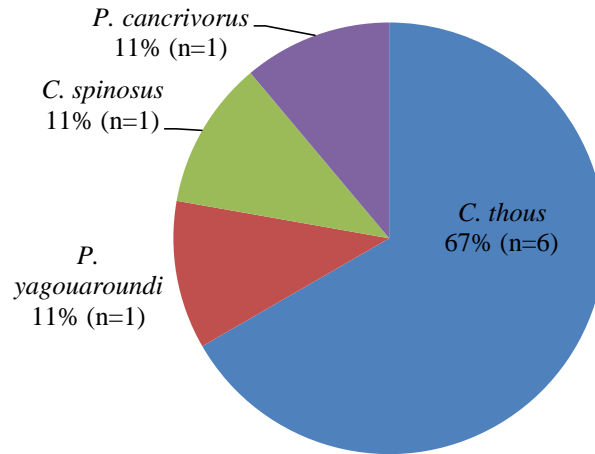


Figura 2.3: Frequência das espécies registradas em atropelamentos na área de entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

4.2. Espécies exóticas e atividades humanas no PARNA.

Foram registradas quatro espécies domésticas exóticas na área do PARNA (Figura 2.4), representando 38,43% dos registros identificados.



Figura 2.4: Registro fotográfico das espécies exóticas presente no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: (A) gado *Bos taurus*; (B) cão-doméstico *Canis lupus familiaris*; (C) gato-doméstico *Felis catus* e (D) porco *Sus scrofa*.

Apesar de registrada apenas no Q3 o gado doméstico (*Bos taurus*) apresenta o maior IAR das espécies de médio e grande porte registradas nesse estudo, sendo assim

classificada como abundante (Tabela 2.2). Vale destacar que a maioria dos registros de espécies exóticas ocorreu exclusivamente no Q3 (Tabela 2.2).

Tabela 2.2: Índice de Abundancia Relativa (IAR) para as espécies exóticas de médio porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, “status” de abundância e composição dos quadrantes sendo: (X) presença de registro fotográfico e (-) ausência de registro fotográfico na área.

Espécie	Quadrantes			IAR Total	Status
	Q1	Q2	Q3		
<i>Canis lupus familiaris</i>	X	X	X	1,776	Abundante
<i>Bos taurus</i>	-	-	X	5,153	Abundante
<i>Sus scrofa</i>	-	-	X	0,104	Rara
<i>Felis catus</i>	-	-	X	0,035	Rara

Bos taurus foi registrada na maioria das formações amostradas (Tabela 2.3), seu período de atividade foi principalmente diurno (Tabela 2.4).

Tabela 2.3: Composição das formações vegetais amostradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, sendo: (X) presença de registro fotográfico e (-) ausência de registro fotográfico.

Espécies	Formação		
	Aberta	Florestal	Brejo
<i>Canis lupus familiaris</i>	X	X	X
<i>Bos taurus</i>	X	X	-
<i>Sus scrofa</i>	X	X	-
<i>Felis catus</i>	X	-	-

Tabela 2.4: Período de atividade baseado na frequência de registros das espécies exóticas com mais de 10 registros no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Espécie	Período de atividade (%)		
	Crepuscular	Diurno	Noturno
<i>Bos taurus</i>	0,69	82,29	17,02
<i>Canis lupus familiaris</i>	1,52	66,67	31,82

Bos taurus foi predominantemente registrado em rebanhos, tendo sido observados juvenis destes e de *C. lupus familiaris* (Figura 2.5) no interior do PARNA. Esta constatação sugere que estas espécies exóticas estão se reproduzindo no PARNA. Houve também o registro de *C. lupus familiaris* em grupo de dois até cinco indivíduos, correspondendo a 42,85% dos registros identificados de cães.

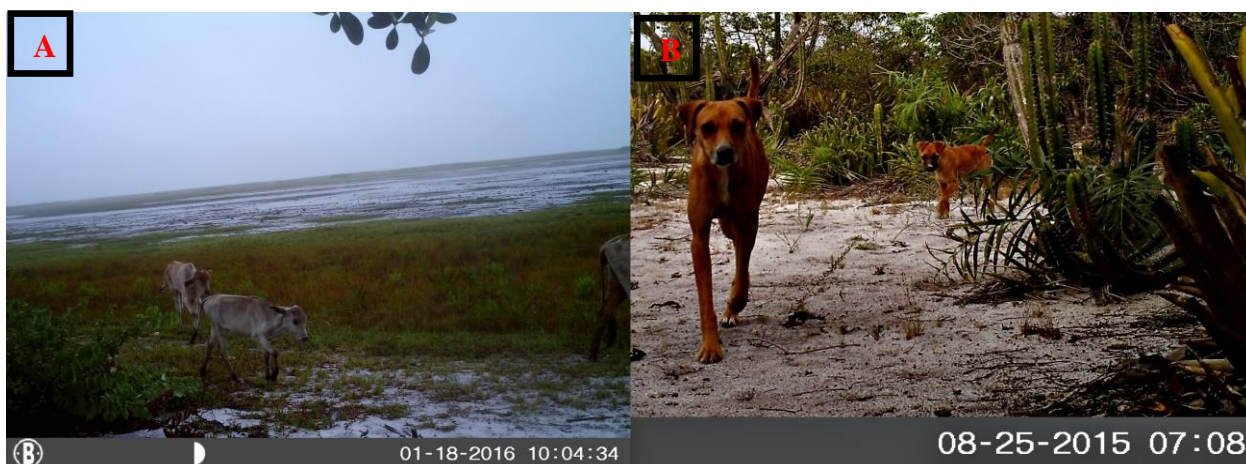


Figura 2.5: Registro indivíduos jovens: (A) filhotes de *Bos taurus* e (B) Mãe e filhote de *Canis lupus familiaris*.

A presença do cão doméstico no PARNA é previsível devido à proximidade a áreas urbanizadas e fazendas. Seu IAR total é o terceiro maior comparando todas as espécies analisadas e o segundo para as espécies exóticas, sendo uma espécie abundante no PARNA (Tabela 2.2). Foi registrado em todas as formações amostradas (Tabela 2.3) e mais ativa no período diurno, mas com atividade noturna frequente (Tabela 2.4).

Dentre os cães registrados no PARNA, 13 estavam acompanhados por humanos. Os demais 43 cães registrados foram fotografados sem acompanhamento (Figura 2.6). Seus registros ocorreram em todos os quadrantes (Tabela 2.2) amostrados no PARNA, mostrando que a espécie se encontra amplamente dispersa na área (Figura 2.7).



Figura 2.6: Registros pelas armadilhas-fotográficas de cachorros domésticos não acompanhados de humanos no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.



Figura 2.7: Destacados em vermelho os pontos de amostragem onde *Canis lupus familiaris* foi registrada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Nos pontos de amostragem em que foram registrados os cães domésticos também houve o registro das espécies silvestres: *Cerdocyon thous*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Procyon cancrivorus*, *Tamandua tetradactyla*, *Cuniculus paca*, *Dasyus novemcinctus*, além de um tatu e um pequeno roedor não identificados no nível de gênero e do gambá *Didelphis aurita*. Entre os registros de cães domésticos é possível observar a interação direta com *Coendou spinosus* através de um exemplar de *C. lupus familiaris* com espinhos no focinho (Figura 2.8)



Figura 2.8: Exemplar de *Canis lupus familiaris* registrado por armadilha-fotográfica no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com espinhos de *Coendou spinosus* no focinho.

Além disso, é possível apontar evidências indiretas da interação entre os cães domésticos e outras espécies da mastofauna silvestre do PARNA. Dentre os exemplares de *C. thous* registrado por fotos, há um registro apresentando sinais clínicos de alopecia (Figura 2.9), podendo esta ter sido causada por infestação de sarna ou de pulgas. Este registro ocorreu em um ponto de amostragem que houve registro de

ambas as espécies. Também ocorreu o registro de *Cuniculus paca* seguido pelo registro fotográfico de um cão doméstico poucos minutos depois (Figura 9.10).



Bushnell 04-28-2014 08:52:35
Figura 2.9: Registro de *Cerdocyon thous* com sinais clínicos de alopecia no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.



Figura 2.10: Registros fotográficos em sequência no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: (A) *Cuniculus paca* (B) *Canis lupus familiaris*.

O porco doméstico (*S. scrofa*) apresentou um IAR baixo, sendo uma espécie exótica rara no PARNA (Tabela 2.2). Foi registrada na formação aberta de *Clusia* e na formação florestal (Tabela 2.3), exclusivamente no Q3. O gato doméstico (*F. catus*), por sua vez, foi ainda mais rara (Tabela 2.2), registrada apenas em formação aberta (Tabela 2.3) e também exclusivamente no Q3.

Em relação à presença humana no interior do PARNA foram 150 registros representando 6,39% dos registros identificados, sendo 98 pessoas diferentes, das quais foi considerado apenas uma pessoa quando registrado veículos automotivos em que não era possível contar o número de passageiros. Os registros ocorreram em todas as formações amostradas em 13 pontos de amostragem que se distribuem ao longo do PARNA mostrando diferentes interações dos usuários com o PARNA (Figura 2.11).

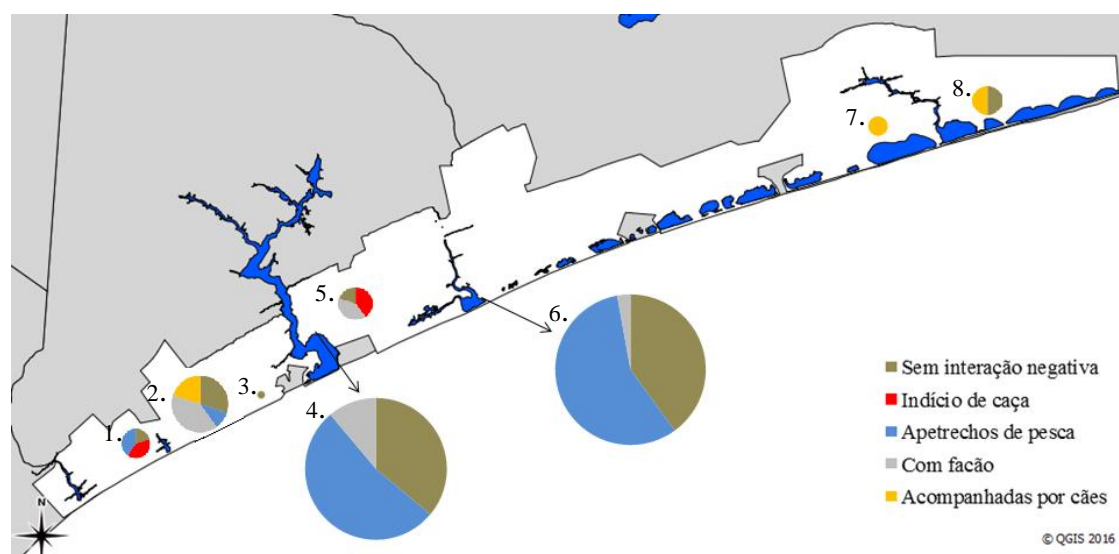


Figura 2.11: Áreas e pontos de amostragem onde seres humanos foram registrados pelas armadilhas-fotográficas. Os tamanhos dos gráficos representam a frequência de registros de humanos em cada localidade. 1. Ponto de amostragem C13 na Lagoa Comprida; 2. Pontos C4, C5, C7 e C21 ao longo da estrada da Fazenda São Lázaro; 3. Ponto C11; 4. Ponto C23 na Lagoa de Carapebus; 5. Pontos C24 e C26 ao longo da estrada de acesso ao Balneário de Carapebus; 6. Ponto C29 na Lagoa Paulista; 7. Ponto C39 e 8. Pontos C42 e C43.

Apesar da caça de animais silvestres no Brasil ser proibida desde 1998 (Artigo 29 da Lei nº 9.605), foi possível identificar um grupo com evidências diretas de estarem caçando no ponto de amostragem C13, pois portavam arma de fogo e duas outras pessoas com evidências indiretas no ponto C26, por estarem acompanhados por cães no período noturno (Figura 2.12).



Figura 2.12: Registros pelas armadilhas-fotográficas de atividade humana no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com evidência de caça: (A) portando arma de fogo; (B) e (C) registros em sequência de pessoas acompanhadas de cachorros domésticos.

Além disso, outra atividade ilegal registrada no PARNA foi a pesca nas lagoas (Figura 2.13), com 23 pessoas com apetrechos de pesca registradas na Lagoa Comprida e Paulista. Tal atividade é permitida apenas na Lagoa Carapebus para pescadores locais cadastrados (ICMBio, 2007), onde por sua vez houve 19 registros de pessoas com apetrechos de pesca. No período diurno foram registradas 10 pessoas com facão, 12 pessoas acompanhadas por cães e uma com facão acompanhada por cão. Foram registradas quatro pessoas a cavalo no PARNA nos pontos C42 e C43, provavelmente pastorando o gado que também foi registrado nesses mesmos pontos. Os demais 30 registros não mostram evidências de possíveis interações negativas com o PARNA.

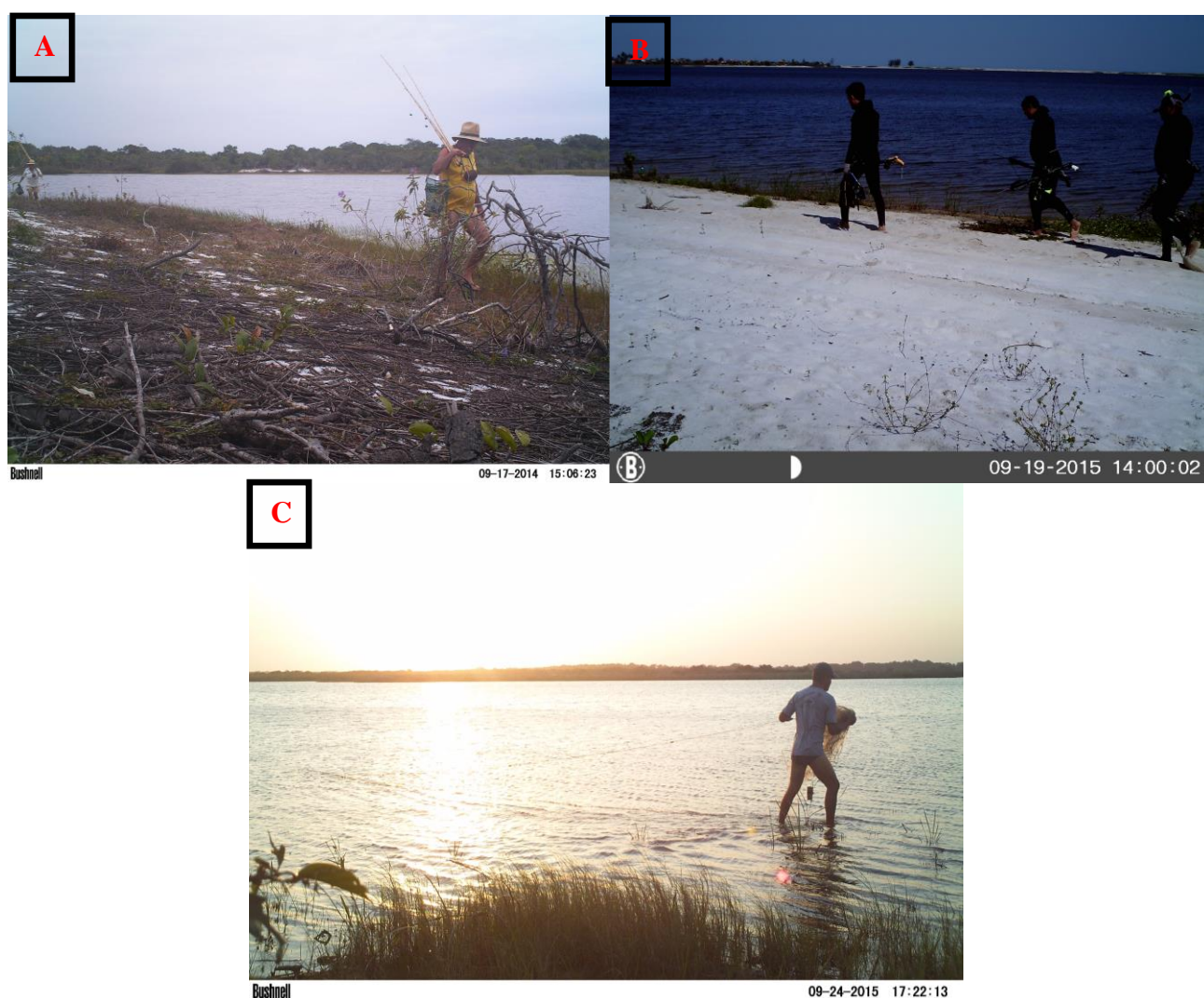


Figura 2.13: Registros pelas armadilhas-fotográficas de atividades humanas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com evidência de pesca nas lagoas. (A) Lagoa Comprida; (B) Lagoa de Carapebus e (C) Lagoa Paulista.

4.3. Influência dos impactos antrópicos na riqueza e abundância de espécies silvestres

Os quadrantes diferiram pouco em riqueza de espécies silvestres de médio e grande porte, sendo o Q1 o com maior riqueza (6 espécies). Deste modo, não houve diferenças estatísticas significativas entre os quadrantes para a riqueza de silvestres (Kruskal-Wallis, $H_2=0,47$, $n=45$, $p=0.7903$). A composição de espécies dentro dos quadrantes variou, sendo notável a exclusividade do registro de *C. paca* no Q2. Apenas três das sete espécies de mamíferos silvestres registradas ocorreram em todos os três quadrantes (*C. thous*, *D. novemcinctus* e *T. tetradactyla*) (Tabela 2.5).

Tabela 2.5: Composição e riqueza de espécies silvestres de médio e grande porte nos quadrantes amostrados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Espécie	Composição		
	Q1	Q2	Q3
<i>Cerdocyon thous</i>	X	X	X
<i>Cuniculus paca</i>	-	X	-
<i>Dasypus novemcinctus</i>	X	X	X
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	X	X	-
<i>Procyon cancrivorus</i>	X	-	X
<i>Puma yagouaroundi</i>	X	-	X
<i>Tamandua tetradactyla</i>	X	X	X
Riqueza de espécies	6	5	5

Das espécies silvestres registradas pelas armadilhas-fotográficas, quatro tiveram maior abundância local e foram selecionadas para se investigar sua sensibilidade aos impactos antrópicos e possíveis diferenças entre os quadrantes no PARNA: *Cerdocyon thous*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Procyon cancrivorus* e *Tamandua tetradactyla*.

Sobre as diferenças entre quadrantes na abundância das espécies silvestres, não houve diferenças significativas no IAR das quatro espécies silvestres analisadas (*C. thous*: Kruskal-Wallis, $H_2 = 4,22$, $n=45$, $p=0,1213$; *T. tetradactyla*: Kruskal-Wallis, $H_2=0,20$, $n=45$, $p=0.9043$; *H. hydrochaeris*: Kruskal-Wallis, $H_2=1,57$, $n=45$, $p=0.4564$). A única espécie com diferenças marginalmente significativas de

abundância entre quadrantes foi *P. cancrivorus* (Kruskal-Wallis, $H_2=5,87$, $n=45$, $p=0.0532$), que se mostrou mais abundante no Q3.

A riqueza de espécies silvestres e a abundância *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Procyon cancrivorus* tiveram os seus melhores modelos validados por valores significativos de R^2 (Tabela 2.6). Para a abundância de *H. hydrochaeris* dois modelos se mostraram igualmente plausíveis de acordo com seus valores de AICc, sendo relativamente melhor ($\Delta AICc < 2$) aquele que considerou todos os parâmetros antrópicos e espaciais. Ao se analisar a regressão linear deste modelo, os parâmetros Hsap, referente a abundância de registros de humanos ((mod1) $\beta = 0,113$ $p = 0,002$), e d_{lag} , distância da lagoa mais próxima ((mod1) $\beta = -1,189$ $p = 0,005$) foram os que mais contribuíram dentre os demais parâmetros para explicar a abundância da espécie. Já na riqueza de espécies silvestres, em ambos melhores modelos o parâmetro d_{estr} , referente a distância até a estrada mais próxima ((mod4) $\beta = -0,334$ $p = 0,053$; (mod3) $\beta = -0,405$ $p = 0,040$), se mostrou mais determinante para explicar a variação na riqueza local de espécies silvestres, sendo esta maior quanto mais próxima estivesse a estrada.

Procyon cancrivorus apresentou três modelos com $\Delta AICc < 2$, com dois destes validados por valores significativos de R^2 e p (Tabela 2.6). Estes modelos consideram a abundância das espécies exóticas, ao analisar a influência desses parâmetros pela regressão linear do modelo o IAR_{Bos} foi o parâmetro mais influente no modelo (mod5) ((mod5) $\beta = 0,030$ $p = 0,018$) de variação da abundância de *P. cancrivorus*. Já no (mod1), tanto o IAR_{Bos} e como a d_{urb} foram relevantes ((mod1) IAR_{Bos} $\beta = 0,035$ $p = 0,004$; d_{urb} $\beta = -2,048$ $p = 0,016$).

Para *C. thous* e *T. tetradactyla* o melhor modelo pelo AICc foi o determinado pela simples distribuição do esforço amostral (Tabela 2.6). *Cerdocyon thous* apresentou mais dois modelos com $\Delta AICc < 2$ e *T. tetradactyla* mais um (Tabela 2.6). Entretanto, todos estes modelos não puderam ser validados com base em seus valores de R^2 e p , sugerindo ausência de correlações significativas entre os parâmetros antrópicos testados e a abundância dessas espécies (Tabela 2.6).

Tabela 2.6: Modelos selecionados pelo Critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) e respectivos ajustes aos dados de variação na riqueza e abundância das espécies silvestres mais comuns no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (K = número de parâmetros do modelo; Δ AICc = diferença em relação ao melhor modelo; R^2 = coeficiente de determinação; p = nível de significância).

Modelos	K	AICc	Δ AICc	R^2	p
Riqueza silvestres					
(mod4) $R \sim d_{urb} + d_{estr}$	4	114,464	0	0,145	*0,014
(mod3) $R \sim d_{urb} + d_{estr} + d_{lag}$	5	116,314	1,85	0,138	*0,028
<i>Cerdocyon thous</i>					
(mod7) $IAR_i \sim Esf$	3	331,675	0	0,017	0,188
(mod4) $IAR_i \sim d_{urb} + d_{estr}$	4	333,15	1,475	0,015	0,274
(mod6) $IAR_i \sim Hsap$	3	333,501	1,825	-0,023	0,933
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>					
(mod1) $IAR_i \sim d_{urb} + d_{estr} + d_{lag} + IAR_{Bos} + IAR_{Canis} + Hsap$	8	183,614	0	0,478	*<0,01
(mod6) $IAR_i \sim Hsap$	3	184,912	1,298	0,36	*<0,01
<i>Procyon cancrivorus</i>					
(mod5) $IAR_i \sim IAR_{Bos} + IAR_{Canis}$	4	166,513	0	0,103	*0,038
(mod1) $IAR_i \sim d_{urb} + d_{estr} + d_{lag} + IAR_{Bos} + IAR_{Canis} + Hsap$	8	167,532	1,019	0,206	*0,019
(mod4) $IAR_i \sim d_{urb} + d_{estr}$	4	168,205	1,691	0,069	0,084
<i>Tamandua tetradactyla</i>					
(mod7) $IAR_i \sim Esf$	3	136,87	0	0,004	0,283
(mod6) $IAR_i \sim Hsap$	3	137,048	0,178	0,0001	0,321

5. Discussão

5.1. *Mastofauna atropelada no entorno do PARNA.*

A partir do presente estudo, podemos apontar *Cerdocyon thous* como a espécie mais suscetível ao atropelamento na região do PARNA. *Cerdocyon thous* é uma espécie que não se encontra classificada como ameaçada em âmbito nacional, entretanto a mortalidade por atropelamento é um fator relevante de declínio para suas populações (Leite et al., 2012; Beisiegel et al., 2013). A alta frequência dessa espécie vitimada em atropelamentos fatais é apontada em diversos trabalhos de ecologia de estradas no Brasil (Gumier-Costa & Sperber, 2009; Cherem et al., 2007; Cunha et al., 2010; Dornas et al., 2012; Dornelles et al., 2012; Leite et al., 2012; Souza & Anacleto, 2012; Martinelli & Volpi, 2011; Coelho et al., 2008; Ferreira et al., 2014). Além da sua alta abundância local, fatores como possuírem área de vida grande (Cheida et al., 2011) que expõem os indivíduos a várias estradas (Prada, 2004) e comportamento carniceiro, sendo comum junto a carcaça recentes de outros animais atropelados (Cheida et al., 2011; Catella et al., 2010) aumentam a incidência de atropelamentos da espécie.

Apesar de *Puma yagouaroundi* não ter uma alta frequência nos atropelamentos na região, o registro dessa espécie ameaçada de extinção na categoria “Vulnerável” no âmbito nacional merece atenção, já que os atropelamentos são apontados como uma das ameaças a conservação da espécie (Almeida et al., 2013). Os dados de armadilhas-fotográficas sugerem que esta espécie é rara no PARNA, o que aumenta mais o seu nível de ameaça local.

As rodovias são empreendimentos que impulsionam o desenvolvimento e a exploração de novas áreas pela população humana (Coffin, 2007), sendo um forte alterador do padrão de transporte. Rodovias causam impactos ao ambiente natural desde o início do processo de construção (Trombulak & Frissel, 2000), estendendo seus efeitos negativos a curto, médio e longo prazo (Spellerberg, 1998). Coffin (2007), em sua revisão sobre a ecologia de estradas, apresenta bem os efeitos das rodovias sobre a estrutura dos ecossistemas, na dinâmica de funcionamento e seus componentes, incluindo efeitos diretos e indiretos na composição de espécies. A identificação das espécies mais vulneráveis a este tipo de impacto é fundamental para orientar medidas mitigatórias que minimizem acidentes com a fauna silvestre.

5.2. Ameaças pelas espécies exóticas e atividades humanas no PARNA.

A partir dos registros das armadilhas-fotográficas podemos identificar a presença de espécies domésticas exóticas e determinadas atividades humanas no PARNA como ameaças recorrentes na área. As espécies domésticas são mantidas em altas densidades pelas populações humanas (Smith et al., 2009), além dos altos índices de abandono de cães e gatos no Brasil (Coelho et al., 2001).

A presença constante de *B. taurus* no Q3 aliada à ausência humana na maior parte dos registros, sugere que esses indivíduos se encontram sob pastoreio extensivo e sem cuidados. O Q3 cobre a extensão no PARNA dentro do município de Quissamã, sendo essa área apontada já no plano de manejo do PARNA como a com maior concentração de rebanhos (ICMBio, 2007), mesmo depois de nove anos do plano de manejo que já propunha a retirada desses rebanhos da área da UC essa região continua a concentrar essa ameaça.

Os herbívoros invasores atuam de formas diferentes nas alterações espaciais e temporais, dependendo da espécie introduzida e das plantas da área (Michels, 2009). O intenso pastoreio causado por *B. taurus* pode não só afetar diretamente as espécies silvestres (por competição) como alterar a composição florística impactando a área e as outras espécies negativamente (Oliveira & Boguea, 2004).

Sus scrofa é outra espécie exótica doméstica que atua na alteração de áreas naturais, é considerada uma espécie “engenheiro ambiental” alterando os ambientes a partir da sua forma de forrageio, revolvendo a terra em busca de recursos subterrâneos (Bueno et al., 2011; Barrios-Garcia & Ballari, 2012). Além disso essa espécie é reservatório de doenças e parasitas que representam risco a animais silvestres e humanos (Barrios-Garcia & Ballari, 2012). Apesar de pouco registrada na armadilhas-fotográficas esta também foi exclusivamente registrada no Q3, estando, provavelmente associada a concentração de rebanhos bovinos.

Os cães domésticos são carnívoros oportunistas com grande capacidade de adaptação (Campos et al., 2007), com fácil adaptação à vida selvagem em áreas onde há remoção de canídeos silvestres e de grandes felinos (seus potenciais predadores ou competidores) (Rangel & Neiva, 2013). Entre as ameaças e estresses que causam às espécies nativas, vale destacar a competição de forma direta ou indireta na obtenção de alimentos com carnívoros silvestres (Nunes et al, 2012), além da disseminação de

doenças e parasitas, da perseguição e do assédio a animais silvestres (Young et al., 2011). *Canis lupus familiaris* e *Felis catus* são as espécies exóticas citadas para maior parte das UCs do Brasil (Sampaio & Schimit, 2013) e também as mais difundidas em todo o mundo (Butler et al. 2004, Ferreira et al. 2011). Em áreas naturais foram encontradas altas estimativas de consumo de espécies silvestres nas fezes de cães e gatos (Campos et al. 2007), No PARNA, houve evidências de interações de predação na mastofauna silvestre por *C. lupus familiaris*, conforme ilustrada pelo indivíduo com espinhos de ouriço-cacheiro na boca (Figura 2.8). Entretanto, Rangel & Neiva (2013) apontam que ainda há poucos estudos sobre o impacto da predação de cães domésticos na fauna silvestre, principalmente no Brasil.

É comum a classificação dos cães domésticos registrados em parques em cão feral e "*free-ranging*", diferindo conforme o nível de independência dos cães em relação aos seres humanos (Campos et al., 2007). As diversas estradas, fazendas e balneários no interior e entorno do PARNA são possíveis facilitadores para a dispersão da espécie. Considerando que a presença de cães é frequentemente caracterizada como um efeito de borda (Espartosa, 2009; Srbek-Araujo & Chiarello, 2008), é possível apontar que o PARNA estaria sujeito a um grande efeito de borda, dada sua forma retangular alongada e as áreas com alterações antropogênicas. A presença frequente de cães não acompanhados por pessoas no interior do PARNA indica a possibilidade da presença de cães ferais. Um estudo voltado para avaliar os cães domésticos no PARNA é necessário para elucidar a presença de cães ferais ou não na área, uma vez que estes cães têm um impacto significativo nos vertebrados dos fragmentos florestais e podem até provocar a extinção de algumas espécies.

Galetti & Sazima (2006) mostraram o forte impacto que os cães e gatos ferais causam às comunidades de vertebrados em fragmentos florestais, demonstrando a necessidade de ações contra a presença dessas espécies em áreas naturais. Além disso, já foram documentadas extinções de diversos táxons em ilhas protagonizadas pela presença de gatos (Nogales et al., 2004). Diante do quadro atual dos remanescentes naturais nos continentes, que estão isolados como ilhas em um mar de matriz alterada, a presença de gatos mesmo em baixa densidade é uma preocupação para a conservação. Galetti & Sazima (2006) reforçam que a erradicação regular de cães e gatos no interior das UCs, especialmente em pequenos fragmentos florestais, é essencial para assim manter a fauna silvestre e os processos ecológicos.

A presença dessas espécies exóticas é claramente uma ameaça à conservação da biota do PARNA. Considerando a concentração desses registros no Q3, fica evidente que a área do PARNA nos limites de Quissamã está mais suscetível aos impactos causados por estas espécies. Sendo assim, a área necessita de uma atenção especial no planejamento para a remoção desses indivíduos e rebanhos.

A elevada abundância de *B. taurus* pode contribuir para disseminação do carrapato exótico *Boophilus microplus*, que apesar de especializado em bovinos já foi registrado em *C. thous* (Rodrigues & Daemon, 2004). Além disso, o contato direto ou indireto de canídeos silvestres com cães domésticos possibilita a transmissão de doenças como sarna, cinomose canina, parvovírus canino, coronavírus canino, entre outros, sendo muitas desses patógenos disseminados nas fezes e urina e persistentes no meio ambiente por horas e até dias (Fiorello et al., 2004). Infestações como a sarna e pulgas que causam o sintoma clínico de alopecia, registrada em um espécime de *C. thous* no PARNA (Figura 2.9), já foram relatadas em canídeos neotropicais, sendo a sarna diagnosticada para *C. thous* (Lima et al., 2014) e *Lycalopex gymnocercus* (Deem et al., 2002) e várias espécies de pulgas em *C. thous* (Cerqueira et al., 2000). Gomes et al. (2015) apontam que em áreas naturais onde há presença de cães domésticos as infestação múltiplas de carrapatos tornam-se mais frequentes. Estes mesmos autores apresentaram o primeiro registro de infecções múltiplas de carrapatos (*Amblyomma ovale* e *Amblyomma fuscum*) em *Dasypus novemcinctus* no Brasil. Outra espécie presente no PARNA que já teve a presença do carrapato *Amblyomma ovale* documentada na literatura é a *Lontra longicaudis* (Andrade et al., 2015). Assim como o cão doméstico, *F. catus* é dispersora de doenças para espécies silvestres seja por contato direto ou indireto (Fiorello et al., 2004), podendo infectar outros felinos, procionídeos e mustelídeos com o vírus da panleucopenia felina (Steinel et al., 2000). A relação das doenças infecciosas e a extinção de espécies foram negligenciadas historicamente, mas os patógenos são cada vez mais uma forte ameaça às espécies que já se encontram ameaçadas, com pequenas populações ou que sofrem de múltiplas ameaças, com a fragmentação, alterações climáticas, a exploração excessiva e as espécies invasoras (Smith et al., 2009).

Apesar dos poucos registros pelas armadilhas-fotográficas de pessoas que indicavam atividade de caça dentro do PARNA, a caça já é apontada como um dos principais problemas na área (ICMBio, 2007; Ferreira, 2015). Das espécies-alvo por

caçadores é possível identificar quatro espécies de interesse cinegético registradas no PARNA (*Cabassous tatouay*, *Dasyus novemcinctus*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Cuniculus paca*) e outras três espécies perseguidas por motivo de retaliação por produtores rurais (*Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus* e *Puma yagouaroundi*) (Michalski & Peres, 2005; Alves et al., 2009). Com exceção do *Puma yagouaroundi*, todas as demais espécies citadas foram registradas pelo menos em um dos pontos de amostragem em que houve registros de pessoas. O registro que apresenta evidência clara de intenção de caça, em que pessoas estão equipadas com armas de fogo foi feito no mesmo ponto de amostragem com registros de *H. hydrochaeris* e de *C. thous* (Figura 2.12). Ferreira (2015) aponta que a espécie mais citada como foco de caça no estado do Rio de Janeiro é a paca (*Cuniculus paca*), seguida dos tatus e da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*). A paca atrai os caçadores por conta do desafio que envolve sua caça, além de sua carne ser muito apreciada (Sampaio, 2011). Travassos (2011) aponta que a fragmentação de áreas naturais facilita o acesso dos remanescentes por caçadores o que potencializa o impacto antrópico direto sobre a fauna. Visto que o PARNA possui acessos aos balneários, outras estradas e trilhas em seu interior.

Tais atividades causam pressões sobre populações naturais do PARNA, sendo a caça um fator diferencial na redução da abundância de espécies-alvo (Chiarello, 2000), fazendo com que nem os grandes remanescentes sejam capazes de manter asseguradas as espécies de mamíferos de médio e grande porte (Brocardo, 2011). Ferreira (2015) aponta que as maiores dificuldades para o combate a caça e captura de animais é a inexistência ou deficiência de cooperação interinstitucional e a falta de local apropriado para destinar as apreensões.

5.3. *Influência dos impactos antrópicos na riqueza e abundância de espécies silvestres*

A ausência de diferenças no IAR e na riqueza entre os quadrantes sugere que não há uma regionalização significativa da mastofauna de médio-grande porte dentro do PARNA. Entretanto, é possível apontar uma tendência do uso do Q3 por *Procyon cancrivorus*, que teve 93,75% dos seus registros neste quadrante.

A riqueza local de espécies silvestres, a abundância de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e a abundância de mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) foram os parâmetros que melhor responderam aos determinantes antrópicos avaliados. Por outro lado, as abundâncias de *Cerdocyon thous* e *Tamandua tetradactyla* não foram significativamente influenciadas pelos determinantes testados, refletindo meramente as variações no esforço amostral.

Para o *P. cancrivorus* a relação com a abundância de *B. taurus* é melhor explicada por ambas as espécies terem sido majoritariamente registradas no Q3. Deste modo, a correlação entre as abundâncias dessas espécies pode refletir um efeito da distribuição dos seus registros. A maior concentração de lagoas no Q3 pode significar a real influência na abundância concentrada de *P. cancrivorus* deste quadrante, visto que a espécie possui hábito de vida associado a corpos d'água (Cheida et al., 2011).

A relação inversamente proporcional entre a riqueza de espécies e a distância até a estrada demonstra que tais áreas favorecem o registro de mamíferos. Esse ambiente é citado como preferencialmente utilizado por diversas espécies de mamíferos (Scoss et al., 2004), que os utilizam como corredor de dispersão ou para a busca por carcaças recentes de outros animais atropelados (Bager, 2012).

Hydrochoerus hydrochaeris foi registrada em apenas dois pontos de amostragem próximos as lagoas Comprida e Paulista. Possivelmente, estas lagoas abrigariam grupos maiores de capivaras, aumentando sua detectabilidade, em comparação a outros corpos d'água menores amostrados neste estudo. Da mesma forma, as lagoas maiores potencialmente atraem mais pessoas do que as lagoas menores, causando esta correlação entre os registros de capivaras e pessoas. Como o tamanho das lagoas não foi considerado como um dos parâmetros determinantes, esta explicação permanece como uma hipótese a ser testada em uma próxima análise.

Cerdocyon thous e *T. tetradactyla* foram as espécies silvestres com registros mais homoganeamente distribuídos pelo território do PARNA. *C. thous* é registrada em áreas alteradas, zonas de cultivo e áreas próximas de habitações humanas (Juarez & Marinho-Filho, 2002), ambientes esses presentes em vários pontos do PARNA. Tais resultados podem estar refletindo o estado de conservação do PARNA, que por apresentar uma alta permeabilidade aos impactos antrópicos, não possui zonas onde esses impactos teriam menores efeitos na mastofauna de médio-grande porte. Deste modo, como os médios e grandes mamíferos que naturalmente possuem grandes áreas

de vida estariam continuamente expostos aos mesmos impactos em qualquer área do PARNA. O resultado também pode refletir uma mastofauna tolerante ao nível de perturbação encontrado no PARNA. Entretanto, espécies mais sensíveis a impactos antrópicos, como o *Puma yagouaroundi* (Michalski & Peres, 2005), não puderam ser analisadas por possuírem baixo número de registros.

Novos parâmetros que avaliem mais características espaciais naturais do PARNA, a produtividade da área, que foi apontada com Silva & Diniz-Filho (2007) como a variável mais importante para explicar a riqueza de mamíferos do Cerrado, seriam importantes, se pudessem ser incluídos. Também se recomenda a amostragem em áreas onde não há possibilidade de acesso por carro, melhoria na amostragem próxima aos assentamentos humanos considerando a idade do assentamento, já que estes já foram relacionados por outros trabalhos a redução da densidade de espécies cinegéticas (Peres & Lake, 2003, Jerozolinski & Peres, 2003, Franzen, 2006). A adição de outros parâmetros podem melhor elucidar as relações da riqueza e abundância das espécies silvestres na área do PARNA, permitindo uma melhor percepção de como as populações de mamíferos de médio e grande porte em restingas respondem a heterogeneidade dessas áreas e aos impactos detectados.

6. Considerações a respeito da conservação dos mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

As ameaças à mastofauna estão presentes no PARNA e ações conscientes para a redução ou eliminação dessas ameaças são necessárias para a conservação das espécies na área.

É clara a necessidade da retirada das espécies exóticas domésticas disseminadas no interior do PARNA, além do investimento da educação ambiental a fim de permitir uma relação saudável entre os visitantes e as áreas naturais do PARNA. Culturalmente há pouco conhecimento dos benefícios de áreas naturais, sendo os visitantes de parques no Brasil incapazes de identificar a relevância da área para a conservação de espécies, qualidade de água e mitigação da poluição do ar (Santos & Matos, 2015). Também se verifica o desconhecimento que o lixo e abertura de atalhos causam as áreas naturais (Santos & Matos, 2015), levando assim a uma relação de pouco apego e preocupação com a preservação da área.

Levando em consideração a empatia que as pessoas têm em relação a cães e gatos as ações para o controle desses em UCs podem ter melhor efeito ao serem feitas juntamente com as populações locais. Essas ações devem incluir: informar as pessoas sobre doenças transmitidas por cães e gatos, principalmente *free-ranging*; permitir passeios na área exclusivamente com cães domésticos presos a guia; proibir o abandono e alimentação de cães e gatos *free-ranging*; educar as pessoas sobre a diversidade biológica local, para a valorização da vida selvagem em vez de cães e gatos. Além de preparar as populações locais do estabelecimento de um programa de exclusão de cães e gatos, a fim de evitar respostas emocionais baseadas na falta de conhecimento do programa (Campos et al., 2007).

O incentivo ao turismo em outros parques nacionais no Rio de Janeiro contribuiu para diminuição da prática de atividades ilegais como desmatamento, incêndios e caça (Fontoura, 2013), entretanto, Ferreira (2015), supõe que a maior visitação apenas promova um deslocamento da área e horários de caça e não redução, sendo as estratégias mais eficientes a educação ambiental, a fiscalização e a oferta de empregos verdes.

As áreas em que houve registros de pessoas no PARNA, na Figura 2.11, merecem uma atenção maior da fiscalização, principalmente ao longo da estrada da Fazenda São Lazaro, e das Lagoas Comprida, Carapebus e Paulista. São áreas que apresentam uma maior utilização pelos visitantes e muitos registros apresentando interações negativas, que podem ser provenientes de pouca consciência ambiental e de como suas ações afetam o ecossistema local.

A educação ambiental vem em auxílio a fiscalização, ao promover o conhecimento da população local dos aspectos únicos das restingas, sua diversidade de espécies e conscientizar os visitantes a terem atitudes que não causem fortes impactos ao ecossistema.

7. Referências Bibliográficas

Almeida, L.B., Queirolo, D., Beisiegel, B.M., Oliveira, T.G. 2013. Avaliação do estado de conservação do Gato-mourisco *Puma yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, 3(1): 99-106.

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728.
- Alves, R.R.N., Mendonça, L.E.T., Confessor, M.V.A., Vieira, W.L.S., Lopez, L.C.S. 2009. Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5(12).
- Andrade, B.V., Avila, T.S., Carvalho-Junior, O., Bricarello, P.A. 2015. First record of *Amblyomma ovale* (Kock, 1844) (Acari: Ixodidae) parasitizing *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) (Carnivora: Mustelidae) in Santa Catarina island., Florianópolis, SC, Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 32(1): 33-39.
- Bager, A. 2012. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. 1ª edição. Editora UFLA, Lavras. 313p.
- Barrios-Garcia, M.N. & Ballari, S.A. 2012. Impacto of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14: 2283-2300.
- Beisiegel, B.M., Lemos, F.G., Queirolo, D., Jorge, R.S.P. 2013. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3 (1): 138-145.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., Redford, K.H. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11(2): 460-466.
- Bonaudo, T., Le Pendu, Y. Faure, J.F., Quanz, D. 2005. The effects of deforestation on wildlife along the transamazon highway. *European Journal of Wildlife Research*, 51(3): 199-206.
- Brocardo, C.R. 2011. Defaunação em uma área contínua de mata atlântica e consequências para o sub-bosque florestal. Dissertação para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Zoologia. Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista.
- Bueno, C.G., Barrio, I.C., Garcia-González, R., Alados, C.L., Gomez-Garcia, D. 2011. Assessment of wild boar rooting on ecological and pastoral values of alpine pyrenean grasslands. *Revista de Ecología de Montaña*, 166: 51-67.
- Burbidge, A.A. & Manly, B.F.J. 2002. Mammal extinctions on Australian islands: causes and conservation implications. *Journal of Biogeography*, 29(4): 465-473.

- Butler, J.R.A., du Toit, J.T., Bingham, J. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation*, 115: 369-378.
- Calança, A.M., Melo, F.R., Jácomo, A.T.A., Silveira, L. 2010. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation*, 5(1): 31-38.
- Campos, C.B., Esteves, C.F., Ferraz, K.M.P.M.B., Crawshaw Jr., P.G., Verdade, L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 273(1): 14-20.
- Caris, E.A.P., Kurtz, B.C., Cruz, C.B.M., Scarano, F.R. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguésia*, 64(4): 747-755.
- Catella, A.C., Tomás, W.M., Mourão, G.M. 2010. BR-262 no Pantanal: cenário de encontros entre homens e animais silvestres. 1ª edição. Embrapa Pantanal, Corumbá. 24p.
- Cerqueira, E.J.L., Silva, E.M., Monte-Alegre, A.F., Sherlock, I.A. 2000. Considerações sobre pulgas (Siphonaptera) da raposa *Cerdocyon thous* (Canidae) da área endêmica de leishmaniose visceral de Jacobina, Bahia, Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 33(1): 91-93.
- Cerqueira, R. 2000. Biogeografia das Restingas. In: Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. (Eds.) *Ecologia de Restingas e lagoas costeiras*. NUPEM/UFRJ, Macaé. pp.65-75.
- Cheida, C.C., Nakano-Oliveira, E., Fusco-Costa, R., Rocha-Mendes, F. & Quadros, J. 2011. Capítulo 8: Ordem Carnívora. p. 231-275. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição. Editora Edur UFRRJ, Londrina.
- Cherem, J.J., Kammers, M., Ghizoni-Jr, I.R., Martins, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(3): 81-96.
- Chiarello, A.G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11/12: 229-247.

- Cleaveland, S., Laurenson, M.K., Taylor, L.H. 2001. Diseases of humans and their domestic mammals: pathogen characteristics, host range and risk of emergence. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B*, 356(1411): 991-999.
- Coelho, I.P., Kindel, A., Coelho, A.V.P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, Southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 689-699.
- Coelho, L.M.P.S., Dini, C.Y., Milman, M.H.S.A., Oliveira, S.M. 2001. *Toxocara* SPP. eggs in public squares of Sorocaba, São Paulo State, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 43(4): 189-191.
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review if the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5): 396-406.
- Crooks, K.R. & Soulé, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.
- Collen, B., Bykova, E, Ling, S., Milner-Gulland, E.J., Purvis, A. 2006. Extinction Risk: A Comparative Analysis of Central Asian Vertebrates. *Biodiversity & Conservation*, 15(6): 1859-1871.
- Cunha, H.F., Moreira, F.G.A. & Silva, S.S. 2010. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32(3): 257-263.
- Deem, S. L., Noss, A.J., Cuéllar, R.L., Villarroel, R., Linn, M.J., Forrester, D.J. 2002. Sarcoptic Mange in Free-Ranging Pampas Foxes in the Gran Chaco, Bolivia. *Journal of Wildlife Diseases*, 38(3): 625-628.
- Diamond, J.M. 1989. The Present, Past and Future of Human-Caused Extinctions [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 325 (1228): 469-477.
- Dornas, R.A.P., Kindel, A., Bager, A., Freitas, S.R. 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. pp. 193-205.

- Dornelles, S.S., Schlickman, A., Cremer, M.J. 2012. Mortalidade de vertebrados na rodovia BR-101, no sul do Brasil. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. pp. 179-192.
- Espartosa, K.D. 2009. Mamíferos Terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: Avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. Dissertação para a obtenção do Título de Mestre em Ciências, na Área de Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- Esteves, F.A. 2011. Capítulo 6: Economia do Petróleo e suas Consequências sobre a Restinga de Jurubatiba. In: Esteves, F.A. *Do Índio Goitacá à Economia do Petróleo: Uma viagem pela História e Ecologia da Maior Restinga Protegida do Brasil*. Essentia Editora, Campos dos Goytacazes. pp. 59-62.
- Ferreira, C.M.M., Ribas, A.C.A., Casella, J., Mendes, S.L. 2014. Variação espacial de atropelamentos de mamíferos em área de restinga no estado do Espírito Santo, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 9(3): 125-133.
- Ferreira, E.T. 2015. Avaliação do impacto e percepções de infrações contra a fauna terrestre em unidades de conservação estaduais de proteção integral do Rio de Janeiro. Trabalho de Conclusão para a obtenção do Título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação, no Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação, da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Ferreira, J.P., Leitão, I., Santos-Reis, M., Revilla, E. 2011. Human-Related Factors Regulate the Spatial Ecology of Domestic Cats in Sensitive Areas for Conservation. *PLoS One*, 6(10): 1-10.
- Ferreira, S.B., Stumpf, P.P., Colombo, P., Mähler Jr., J.K.F., Focchi, S.S., Castro, F.L. 2005. Diagnostico preliminar das espécies exóticas invasoras nas unidades de conservação do Rio Grande do Sul inseridas na projeto de conservação de mata atlântica. In: *Simpósio Brasileiro sobre espécies exóticas invasoras*, 1. Anais. Brasília DF.

- Fiorello, C.V., Deem, S.L., Gompper, M.E., Dubovi, E.J. 2004. Seroprevalence of pathogens in domestic carnivores on the border of Madidi National Park, Bolivia. *Animal Conservation*, 7: 45-54.
- Fontoura, L., Medeiros, R., Adams, L. 2003. Turismo, Biodiversidade e Gestão de parques nacionais no estado do Rio de Janeiro (Brasil), Maryland (EUA) e na Província do Niassa (Moçambique). *Anais do XI Encontro de Pesquisadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos*: 11-12.
- Franzen, M. 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorane communities. *Environmental Conservation*, 33(1): 36-45.
- Galetti, M. & Sazima, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & Conservação*, 4(1): 58-63.
- Gomes, S.N., Pesenti, T.C., Müller, G. 2015. Parasitismo por *Amblyomma ovale* e *Amblyomma fuscum* (Acari: Ixodidae) em *Dasypus novemcinctus* (Xenarthra: Dasypodidae) no Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, 82: 1-4.
- Grilo, C. 2012. A rede viária e a fauna – Impactos, mitigação e implicações para a conservação das espécies em Portugal. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. pp. 35-57.
- Gumier-Costa, F. & Sperber, C.F. 2009. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 32(2): 459-466.
- Henle, K., Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A., Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity & Conservation*, 13(1): 1-8.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2007. Plano de manejo do Parque Nacional Restinga de Jurubatiba. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_jurubatiba.pdf.
- Jerzolimski, A. & Peres, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of Hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111: 415-425.

- Laurance, W.F. & Bierregard, R.O. 1997. Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago, . Chicago. 615 p.
- Leite, R.M.S., Bóçon, R., Belão, M., Silva, J.C. 2012. Atropelamento de mamíferos silvestres de médio e grande porte nas Rodovias PR-407 e PR-508, Planície Costeira do estado do Paraná, Brasil. In: Bager, A. Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas. Editora UFLA, Lavras. pp. 193-205.
- Lima, P.A., Utiumi, K.U., Costa, R.C., Stehling, P.C., Orlando, D.R., Wouters, A.T.B., Raymundo, D.L., Wouters, F. 2014. Sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) em cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*). VIII Encontro Nacional de Diagnóstico Veterinário e II Encontro Internacional de Sanidade de Animais de produção.
- Martinelli, M.M. & Volpi, T.A. 2011. Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080), Espírito Santo, Brasil. Natureza on line, 9(3): 113-116.
- May, R.M. 2010. Ecological Science and tomorrow's world. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 365: 41-47.
- Mazerolle, M.J. 2016. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.0-4. <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>.
- Michalski, F. & Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. Biological Conservation, 124: 383-396.
- Michels, G.H. 2009. Efeito da presença de búfalos (*Bubalus bubalis* L.) sobre a comunidade vegetal de uma floresta estacional no sul do Brasil e implicações para a sua regeneração. Dissertação para obtenção do título de Mestre pelo Curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Nogales, M., Martín, A., Tershy, B.R., Donlan, C.J., Veitch, D., Puerta, N., Wood, B., Alonso, J. 2004. A Review of Feral Cat Eradication on Islands. Conservation Biology, 18(2): 310-319.

- Nunes, A.V., Lessa, G., Scoss, L.M. 2012. Composição e abundância relativa dos mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Revista Biotemas*, 25(3): 205-216.
- Oliveira, T.G. & Boguea, N.O. 2004. Mamíferos terrestres de médio-grande porte da região da costa oriental do Maranhã: Uma análise preliminar. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 17: 53-56.
- Peres, C.A. & Lake, I.R. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521-535.
- Pessoa, L. M.; Tavares, W. C.; Gonçalves, P. R. 2010. Mamíferos das Restingas do Macrocompartmento Litorâneo da Bacia de Campos, Rio de Janeiro. In: Pessoa, L.M.; Tavares, W. C.; Siciliano, S. (Org.). *Mamíferos de restingas e manguezais da Brasil*. 1ª edição. Sociedade Brasileira de Mastozoologia/Museu Nacional, Rio de Janeiro. pp. 56-78.
- Prada, C.S. 2004. Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do Nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos. Dissertação para obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Ecologia e Recursos Naturais, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2001. Capítulo 2: Ameaças à Diversidade Biológica. in Primack, R.B. & Rodrigues. *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Londrina. 328p.
- Rangel, C.H. & Neiva, C.H.M.B. 2013. Predação de Vertebrados por Cães *Canis lupus familiaris* (Mammalia: Carnivora) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 261-269.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Redford, K.H.1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42(6): 412-422.

- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Valkenburgh, B.V. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1(4): 1-12.
- Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G. ; Van Sluys, M ; Alves, M. A. S.; JAMEL, C.E. 2007. The remnants of resting habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*,. 67(2): 263-273.
- Rocha, C. F. D.; Van Sluys, M ; Bergallo, H. G. ; Alves, M. A. S. 2005. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 159-168.
- Rodrigues, A.F.S.F. & Daemon, E. 2004. Ixodídeos e Sifonápteros em *Cerdocyon thous* L. (Carnivora, Canidae) procedentes da Zona da Mata Mineira, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, 71(3): 371-372.
- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas em Unidades de Conservação Federais do Brasil.. Número Temático: Diagnóstico e Controle de Espécies Exóticas Invasoras em Áreas Protegidas. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 32-49.
- Sampaio, D.T. 2011. A caça ilegal de animais silvestres na Mata Atlântica, baixada litorânea do estado do Rio de Janeiro, Brasil: eficiência de proteção de reservas biológicas e triangulação do perfil da caça. Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais, no Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.
- Sampaio, D.T., Pedlowski, M.A., Ferrari, S.F., Ruiz-Miranda, C.R. 2014. A Caça de animais silvestres: usando o Método da Triangulação para compreender as suas causas e motivações. *Anais do 2º Seminário Internacional de Ecologia Humana*. 1(1). Salvador: EDUNEB.
- Santos, F.M.E. & Matos, W.R. 2015. Percepção dos visitantes sobre a maior floresta urbana do mundo: O Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, Brasil. *Interdisciplinar: Revista Eletrônica da UNIVAR*, 14(2): 120-126.

- Scoss, L.M., Marco-Jr, P., Silva, E. Martins, S.V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, 28(1): 121-127.
- Silva, M.M.F.P. & Diniz-Filho, J.A.F. 2007. Padrões espaciais da diversidade faunística do Cerrado através da seleção de modelos utilizando o Critério de Akaike (AIC). *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*: 1-2.
- Smith, K.F., Acevedo-Whitehouse, K., Pedersen, A.B. 2009. The role of infectious diseases in biological conservation. *Animal Conservation*, 12(1): 1-12.
- Souza J.L. & Anacleto, T.C.S. 2012. Levantamento de mamíferos atropelados na rodovia BR-158, estado de Mato Grosso, Brasil. In: Bager, A. *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras. pp. 207-221.
- Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7(5): 317-333.
- Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello, A.G. 2008. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 771-779.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- Steiner, A., Munson, L., van Vuuren, M., Truyen, U. 2000. Genetic characterization of feline parvovirus sequences from various carnivores. *Journal of General Virology*, 81(2): 345-350.
- Tabarelli, M. & Peres, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106(2002): 165-176.
- Travassos, L. 2011. Impacto da sobrecaça em populações de mamíferos e suas interações ecológicas nas florestas neotropicais. *Oecologia Australis*, 15(2): 380-411.
- Trinca, C.T. 2004. Caça em assentamento rural no Sul da Floresta Amazônica. Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Zoologia, no Programa de Pós-graduação do Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará.

- Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. 2002. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1): 18-39.
- Young, J.K., Olson, K.A., Reading, R.P., Amgalanbaatar, S., Berger, J. 2011. Is Wildlife going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs on Wildlife Populations. *BioScience*, 61(2): 125-132.

Conclusão Geral

- O uso sistemático de armadilhas-fotográficas aliado a outros métodos revelou a existência de 17 espécies de mamíferos não-humanos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, sendo 10 delas de mamíferos silvestres de médio-grande porte.
- Foram reportados dois novos registros para o litoral norte fluminense, a paca *Cuniculus paca*, ameaçada no âmbito estadual, e o tatu-de-rabo-mole *Cabassous tatouay*, com raros registros no estado.
- O uso de iscas para atração das espécies da mastofauna de médio e grande porte se mostrou eficaz no aumento de registros de *Cerdocyon thous* e *C. paca*, mas foi pouco eficaz na atração da maior parte das espécies, não influenciando a riqueza registrada.
- *Cerdocyon thous* é a espécie mais vulnerável ao atropelamento no entorno do Parque.
- As principais ameaças às espécies silvestres indicadas pelas armadilhas-fotográficas foram a presença de espécies domésticas exóticas e a presença humana, sendo a primeira delas a com maior impacto potencial devido à transmissão de doenças para espécies silvestres e à predação.
- Os registros de presença humana denunciaram atividades ilegais ligadas à caça e à pesca dentro do Parque.
- A proximidade a estradas influenciou positivamente a riqueza de espécies registrada, refletindo o uso preferencial destas vias pela mastofauna para deslocamentos e forrageamento.
- A ausência de diferença para a abundância das espécies e riqueza entre os quadrantes amostrados demonstra não haver regionalização da mastofauna de médio e grande porte no PARNA. Sendo notável apenas regionalização significativa marginalmente para *P. cancrivorus* tendo seus registros concentrados no Q3.
- O PARNA é uma das áreas de restingas mais ricas em mamíferos e que ainda abriga espécies ameaçadas ou raras apesar da presença de ameaças. Essa riqueza sugere um ecossistema ainda íntegro, embora as abundâncias da maior parte das espécies silvestres tenham sido baixas.

Apêndices

Apêndice 1.1: Esforço amostral para registro de médio e grandes mamíferos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba por armadilhas-fotográficas. Os esforços foram computados em armadilhas-dia, corrigido desconsiderando os dias de amostragem com isca para as estimativas de abundância e em horas. Também são apresentadas as das especificações sobre localidade e período de funcionamento de cada câmera. *Câmeras que amostraram somente com influência de iscas.

ID	Coordenadas	Armadilhas-dia	Esforço corrigido	Total de horas	Dia de colocação	Data de Retirada
C1	22°15'38,9"S 41°38'25,4"O	4	0*	96	14/11/2012	18/11/2012
C2	22°15'38,28"S 41°38'24,05"O	6	1	144	14/11/2012	20/11/2012
C3	22°15'39"S 41°38'22,1"O	3	0*	72	14/11/2012	17/11/2012
C4	22°16'09,9" S 41°38'57" O	80	65	1920	22/02/2014	13/05/2014
C5	22°15'21,8" S 41°39'55,0" O	80	65	1920	22/02/2014	13/05/2014
C6	22°15'13,5" S 41°39'47,7" O	35	30	840	08/04/2014	13/05/2014
C7	22°15'51,0" S 41°39'31,3" O	35	30	840	08/04/2014	13/05/2014
C8	22°15'41,0" S 41°39'20,2" O	23	18	552	08/04/2014	01/05/2014
C9	22°16'09,5" S 41°38'56,6" O	122	112	2928	09/06/2014	09/10/2014
C10	22°16'15,8"S 41°38'14,6"O	105	95	2520	09/06/2014	22/09/2014
C11	22°15'58,5"S 41°37'26,8"O	59	49	1416	09/06/2014	07/08/2014
C12	22°15'32,8"S 41°36'41,1"O	92	82	2208	09/06/2014	09/09/2014
C13	22°16'43,3"S 41°39'27,2"O	108	98	2592	09/06/2014	25/09/2014
C14	22°17'05,3"S 41°39'59,6"O	122	112	2928	09/06/2014	09/10/2014
C15	22°15'52,6"S 41°38'14,8"O	1	0*	24	27/02/2015	28/02/2015
C16	22°16'08,8"S 41°41'05,2"O	82	77	1968	10/04/2015	01/07/2015
C17	22°16'12,6"S 41°41'06,0"O	60	55	1440	10/04/2015	09/06/2015
C18	22°16'27,4"S 41°40'20,0"O	30	25	720	01/06/2015	01/07/2015
C19	22°16'05,3"S 41°38'48,9"O	3	0*	72	01/06/2015	04/06/2015
C20	22°15'27,2"S 41°39'41,2"O	30	25	720	01/06/2015	01/07/2015
C21	22°15'14"S 41°39'49,2O	30	25	720	01/06/2015	01/07/2015
C22	22°14'27,5"S 41°36'00,0"O	145	115	3480	10/04/2015	02/09/2015
C23	22°13'55,9"S 41°35'54,3"O	175	144	4200	10/04/2015	02/10/2015
C24	22°13'41,4"S 41°35'32,3"O	175	152	4200	10/04/2015	02/10/2015

ID	Coordenadas	Armadilhas-dia	Esforço corrigido	Total de horas	Dia de colocação	Data de Retirada
C25	22°13'05,3"S 41°35'08,1"O	229	201	5496	10/04/2015	25/11/2015
C26	22°14'02,8"S 41°35'46,3"O	107	84	2568	17/06/2015	02/10/2015
C27	22°12'32,7"S 41°29'38,6"O	79	71	1896	15/07/2015	02/10/2015
C28	22°12'56,5"S 41°30'26,6"O	3	3	72	15/07/2015	18/07/2015
C29	22°13'44,3"S 41°32'20,8"O	79	68	1896	15/07/2015	02/10/2015
C30	22°13'57,9"S 41°32'58,0"O	56	52	1344	15/07/2015	09/09/2015
C31	22°14'19,1"S 41°33'44,4"O	79	73	1896	15/07/2015	02/10/2015
C32	22°10'57,7"S 41°25'55,4"O	94	84	2256	18/11/2014	20/02/2015
C33	22°10'31,1"S 41°24'42,4"O	94	84	2256	18/11/2014	20/02/2015
C34	22°10'43,0"S 41°24'03,7"O	94	84	2256	18/11/2014	20/02/2015
C35	22°10'54,9"S 41°23'44,9"O	57	47	1368	18/11/2014	14/01/2015
C36	22°10'42,0"S 41°25'20,6"O	87	77	2088	18/11/2014	13/02/2015
C37	22°10'33,1"S 41°26'13,0"O	94	84	2256	18/11/2014	20/02/2015
C38	22°10'11,3"S 41°20'53,6"O	58	58	1392	25/11/2015	22/01/2016
C39	22°10'36,1"S 41°22'55,2"O	48	48	1152	25/11/2015	12/01/2016
C40	22°10'15,9"S 41°22'02,6"O	27	27	648	25/11/2015	22/12/2015
C41	22°10'03,3"S 41°21'29,8"O	7	7	168	25/11/2015	02/12/2015
C42	22°10'29,2"S 41°22'18,1"O	13	13	324	25/11/2015	22/12/2015
C43	22°10'10,4"S 41°20'50,0"O	31	31	744	22/12/2015	22/01/2016
C44	22°10'02,3"S 41°20'17,4"O	58	58	1392	25/11/2015	22/01/2016
C45	22°09'36,7"S 41°20'39,1"O	58	58	1392	25/11/2015	22/01/2016
C46	22°08'56,8"S 41°20'43,6"O	58	58	1392	25/11/2015	22/01/2016
C47	22°08'21,1"S 41°20'50,0"O	38	38	912	25/11/2015	02/01/2016
C48	22°07'42,0"S 41°20'53,5"O	58	58	1392	25/11/2015	22/01/2016
C49	22°09'28,3"S 41°20'43,0"O	31	31	744	22/12/2015	22/01/2016
Total		3242	2872	77820		

Apêndice 2.1: Espécimes vítimas de atropelamento fatal registrados dentro da área de 12 km de entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, tombados na coleção de mamíferos do NUPEM/UF RJ.

Número de tombo	Espécie	Latitude	Longitude
NPM244	<i>Cerdocyon thous</i>	22°08'55" S	41°26'34" W
NPM447	<i>Cerdocyon thous</i>	22° 10' 60" S	41° 40' 0" W
NPM465	<i>Cerdocyon thous</i>	22° 10' 60" S	41° 40' 0" W
NPM468	<i>Coendou spinosus</i>	22°14'49,34" S	41°42'17,92" W
NPM1318	<i>Cerdocyon thous</i>	22°14'23,08"S	41°48'0,66"W
NPM1221	<i>Cerdocyon thous</i>	22°17'27,66"S	41°42'44,96"W
NPM808	<i>Cerdocyon thous</i>	22°16'30" S	41°40'08" W
NPM1326	<i>Puma yagouaroundi</i>	22°10'57,35" S	41°39'48,28" W
NPM-TXD76	<i>Procyon cancrivorus</i>	22°10'15,17" S	41°37'4,42" W