

ECOLOGIA

JÚLIO YUKIO HAJI JÚNIOR

**ESTIMATIVAS POPULACIONAIS PARA OS
MAMÍFEROS INTRODUZIDOS NA ILHA
ANCHIETA**



Rio Claro
2019

JÚLIO YUKIO HAJI JÚNIOR

ESTIMATIVAS POPULACIONAIS PARA OS MAMÍFEROS
INTRODUZIDOS NA ILHA ANCHIETA

Orientador: Dr. Mauro Galetti

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio
Claro, para obtenção do grau de Ecólogo

Rio Claro
2019

H154e	<p>Haji, Júlio</p> <p>Estimativas populacionais para os mamíferos introduzidos na Ilha Anchieta / Júlio Haji. -- Rio Claro, 2019</p> <p>31 p. : il., tabs., fotos, mapas</p> <p>Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro</p> <p>Orientador: Mauro Galetti</p> <p>1. Ecologia insular. 2. Mamíferos. 3. Tamanho populacional. 4. Transectos lineares. 5. Animais introduzidos. I. Título.</p>
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	5
2. OBJETIVOS.....	7
3. ÁREA DE ESTUDO.....	7
4. MÉTODOS.....	12
5. RESULTADOS.....	14
6. DISCUSSÃO.....	20
7. CONCLUSÃO.....	24
8. REFERÊNCIAS.....	26

RESUMO

A introdução de espécies exóticas tem sido considerada uma das principais ameaças à biodiversidade de um ecossistema. As espécies introduzidas em áreas com ausência de predadores de topo tendem a atingir superpopulações e afetar negativamente os recursos do ambiente. Em 1983, aproximadamente 100 indivíduos de 14 espécies de mamíferos foram introduzidos na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP. Um censo realizado em 2002 e 2005 encontrou apenas nove espécies presentes, das quais seis tornaram-se superabundantes, com uma densidade estimada em 486 indivíduos/km². Esse trabalho buscou estimar a densidade e o tamanho populacional desses mamíferos após 13 anos desde o último censo, utilizando-se do mesmo método e das mesmas trilhas. Em 170 km percorridos entre janeiro e julho de 2018, foram registradas 121 detecções de 8 espécies, porém só foi possível obter estimativas para duas espécies, a cutia (*Dasyprocta* spp.) e o sagui-do-tufo-preto (*Callithrix penicillata*). Nossos dados indicam uma redução em 56% e 30%, respectivamente, nas populações dessas espécies nos últimos 13 anos. Essa redução pode estar associada a inúmeros fatores bióticos e abióticos. A realização do monitoramento de populações tem sido uma importante ferramenta utilizada para melhor compreendermos a dinâmica das populações das espécies e quais fatores influenciam nas suas relações com o ambiente.

Palavras-chave: ilha, animais introduzidos, invasão biológica

1. INTRODUÇÃO

A invasão biológica pode ocorrer quando a introdução acidental ou intencional de espécies em áreas além do alcance de sua distribuição populacional original, onde, determinada espécie possui a capacidade de estabelecer uma população em um novo ambiente (ELTON, 1958). Apesar de sua causa não ser exclusivamente antropogênica, a frequência, área afetada, intensidade e número de espécies invasoras obtiveram um crescimento desenfreado desde a expansão da população mundial no período da Revolução Industrial (WELLS et al., 1986; DI CASTRI, 1989).

No momento em que uma espécie é transportada para além de sua distribuição natural, esta fica sujeita a novas condições bióticas e abióticas, com isso, a maior parcela das espécies introduzidas enfrentam condições ambientais tão discrepantes de seu hábitat original, que sua capacidade de se estabelecer no novo local é diretamente dependente dos cuidados humanos (DAVIS, 2009). Entretanto, outras espécies são capazes de se adaptarem e estabelecerem populações em um novo ambiente e conseqüentemente aumentar sua área de ocorrência por conta de fatores facilitadores, como por exemplo, plasticidade fenotípica, ausência de inimigos e de competidores naturais, podendo implicar em uma taxa de crescimento populacional muito maior do que em áreas de ocorrência natural dessas espécies (DAVIS, 2009).

A preocupação com a introdução de espécies não é de hoje, cientistas ao redor do globo vêm considerando como a segunda principal ameaça à biodiversidade mundial há décadas (CLAVERO; GARCÍA-BERTHOU, 2005; DAVIS, 2009; SOULÉ, 1990; WILSON, 1992; WILCOVE *et al.*, 1998). Muitas das introduções eram inicialmente desejáveis do ponto de vista humano, na qual esperava-se conseqüências positivas, mas a ausência de planejamento e estudos biológicos culminaram no oposto – conseqüências negativas graves e não esperadas, na qual, muitas delas, foram irreversíveis (MOYLE *et al.*, 1986; VITULE *et al.*, 2012c; ELLIS *et al.*, 2011; MOYLE; LIGHT, 1996; SPENCER *et al.*, 1991; VITULE *et al.*, 2009).

De acordo com Simberloff e Rejmánek (2011), determinados padrões podem ser melhores constatados ao relacionar características específicas de cada táxon e seus eventos de invasão, de modo que, historicamente, os mamíferos nativos são muito mais suscetíveis aos impactos negativos e ao risco de extinção causado por outras espécies de mamíferos exóticas em comparação às aves, ou seja, espera-se que introdução de uma espécie de ave não nativa seja muito menos impactante do que a introdução de um mamífero exótico.

Os mamíferos terrestres são considerados os primeiros seres vivos a serem introduzidos em um novo ambiente pelo ser humano, na qual, menos de 3% das espécies de mamíferos existentes no planeta podem ser consideradas como invasoras bem-sucedidas, que, em sua maior parte, foram em decorrência de introduções desastrosas realizadas pelo homem (LONG, 2003). No entanto, espécies introduzidas não só estabeleceram suas populações em novos ambientes, como também se espalharam pelas regiões adjacentes, causando grandes impactos negativos aos ecossistemas afetados (COLAUTTI; MACISAAC, 2004). Com o objetivo de conservar a biodiversidade, novos métodos de erradicação têm possibilitado uma maior eficiência no manejo e controle dessas espécies, principalmente em ilhas, como é o caso da Nova Zelândia (VEITCH; CLOUT, 2002; CLOUT; RUSSELL, 2006).

As ilhas formam ecossistemas isolados, por isso, se tornam mais vulneráveis às perturbações ambientais (SOTO, 2009), apresentando menor riqueza de espécies e alta taxa de endemismo se comparado aos ecossistemas continentais, devido ao espaço geográfico limitado por conta da barreira oceânica e especificidade entre as interações bióticas e abióticas, além da ausência de variabilidade genética (WALTER, 2004; FONSECA *et al.*, 2006; FRANKHAM, 1997). A introdução de espécies exóticas em ambientes insulares somada à perda de hábitat são fatores considerados como as maiores ameaças para a manutenção da biodiversidade (EMMEL, 1976; O'DOWD *et al.*, 2003; SERAFINI *et al.*, 2010).

No Brasil, historicamente, as ilhas sofrem grande impactos em decorrência de invasões biológicas. A ocupação humana nas ilhas brasileiras é datada do século XVI, desde então, somente Fernando de Noronha e Trindade apresentaram condições para o estabelecimento permanente da população humana, mesmo assim, os impactos ambientais em todas as ilhas que passaram por um período de ocupação foram de grande magnitude, com a derrubada de florestas, introdução de espécies exóticas, caça de espécies nativas, exploração de minérios e contaminação de recursos hídricos (SOTO, 2009). Consequentemente, um dos casos mais conhecidos é o do arquipélago de Fernando de Noronha, onde, houve a introdução da ratazana (*Rattus rattus*), o guabiru (*Rattus norvegicus*), do camundongo (*Mus musculus*), do mocó (*Kerodon rupestris*) (GUERRIERO, 2002) e do gato (*Felis catus*), que em especial, foi estimada sua população em torno de 1300 indivíduos, proporcionando uma das maiores densidades de gatos já registradas em ilhas em escala mundial, com um nível de impacto alarmante a ser causado sobre a fauna nativa da ilha (LIMA *et al.*, 2017).

Uma das atuais protagonistas impactadas pela invasão biológica, a Ilha Anchieta, localizada na costa do município de Ubatuba, no litoral norte do Estado de São Paulo. É uma

ilha continental, possuindo uma área de aproximadamente 828 hectares, onde, historicamente, teve grande parte de sua vegetação degradada em decorrência de um longo período de ocupação humana, com início no século XVI e término no século XX. Quando, em 1977, foi criado o Parque Estadual da Ilha Anchieta, uma unidade de conservação de proteção integral. Posteriormente, em 1983, o Zoológico de São Paulo foi responsável pela introdução intencional de cerca de 100 indivíduos de 14 espécies de mamíferos terrestres (GUILLAUMON *et al.*, 1989). A introdução desses animais deu início à uma reação em cadeia de impactos sobre o ecossistema, com a ausência de predadores de topo, os mesopredadores obtiveram um rápido crescimento populacional, gerando maior competição entre nichos e escassez de recursos, além da diminuição da diversidade de avifauna pela intensa predação de ninhos (ALVAREZ; GALETTI, 2007; BOVENDORP; GALETTI, 2007; FADINI, 2005).

2. OBJETIVOS

- Estimar a densidade das populações de mamíferos do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.
- Estimar o tamanho populacional atual das espécies de mamíferos introduzidas no ano de 1983 pelo Zoológico de São Paulo.
- Comparar as estimativas atuais com os estudos realizados no passado.

3. ÁREA DE ESTUDO

A história da Ilha Anchieta se inicia no século XVI, época em que o local foi habitado por índios tupinambás pertencentes a tribo dos Tamoios. Por cerca de 200 anos, a ilha servia como rota marítima às embarcações que se estabeleciam na costa do país, devido a calmaria da maré ao redor da ilha (FADINI, 2005). No século XIX, a população indígena deu lugar a ocupação europeia, onde, praticavam atividades de subsistência para sobreviverem (GUILLAUMON *et al.*, 1989). Em 1904, com o planejamento do governo em fundar uma colônia correcional estadual no local, a população residente na ilha foi realocada para o continente (GUILLAUMON *et al.*, 1989). Com seu funcionamento como colônia correcional (1904-1914), posteriormente transformada em prisão (1928-1952), a agricultura, a extração madeireira e a criação de animais pastadores resultaram em uma intensa degradação do local e um alto grau de dificuldade de regeneração da vegetação (GUILLAUMON *et al.*, 1989).

Em 1977, foi criado o Parque Estadual da Ilha Anchieta, se tornando uma Unidade de Conservação, sendo proibido qualquer alteração ambiental de natureza antrópica. Após 6 anos, o Zoológico de São Paulo introduziu intencionalmente 14 espécies de mamíferos, sendo aproximadamente 100 indivíduos (GUILLAUMON *et al.*, 1989).

Tabela 1 – Espécies nativas e introduzidas de vertebrados na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (GUILLAUMON *et al.*, 1989)

Nome comum	Nome científico	Nº. introduzidos	Nativo/Exótico	Hábito
Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	33	Exótico	Diurno
Quati	<i>Nasua nasua</i>	13	Exótico	Diurno
Ratão-do-banhado	<i>Myocastor coypus</i>	11	Exótico	Noturno
Cutia	<i>Dasyprocta spp.</i>	8	Exótico	Diurno
Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	7	Exótico	Diurno
Ouriço-cacheiro	<i>Sphiggurus villosus</i>	7	Exótico	Noturno
Paca	<i>Cuniculus paca</i>	6	Exótico	Noturno
Sagui-do-tufo-preto	<i>Callithrix penicillata</i>	5	Exótico	Diurno
Veado catingueiro	<i>Mazama gouazoubira</i>	3	Exótico	Diurno e Noturno
Tatu-de-rabo-mole	<i>Cabassous tatouay</i>	2	Exótico	Noturno
Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	2	Exótico	Noturno
Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1	Possivelmente nativo	Noturno
Preguiça	<i>Bradypus variegatus</i>	1	Exótico	Noturno
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	Exótico	Noturno
Gambá-de-orelha-preta	<i>Didelphis aurita</i>	0	Nativo	Noturno

Segundo o estudo de Bovendorp e Galetti (2007), das 14 espécies introduzidas, cinco estão provavelmente extintas: preguiça (*Bradypus variegatus*), tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*) e o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*). No entanto, as populações de outras cinco espécies se mostraram com alta densidade: tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) (45 ind/km²), quati (*Nasua nasua*) (25 ind/km²), sagui-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) (110 ind/km²), cutia (*Dasyprocta spp.*) (198 ind/km²) e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (35 ind/km²). Além

disso, o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*), possivelmente a única espécie nativa, também apresentou alta densidade (69 ind/km²).

A vegetação do Parque Estadual da Ilha Anchieta era originalmente formada por Floresta Pluvial Tropical, hoje, apresenta distintas fitofisionomias, com manchas sucessionais ao longo de três habitats (floresta ombrófila densa, floresta ombrófila rala e campo aberto) sendo distribuídos ao longo de 93% da área total, com o restante dividido entre edificações, costão rochoso, praia, restinga e campos abertos tomados pela invasão de indivíduos de samambaias (*Gleichenia* sp.) e um único indivíduo de mangue (FLEURY *et al.*, 2014; GUILLAUMON *et al.*, 1989; FADINI, 2005). Suas perturbações em decorrência do uso antrópico, somada à introdução de animais exóticos, resultaram em um ecossistema pouco diverso e com a maior taxa de densidade de predadores de semente na Mata Atlântica (BOVENDORP; GALETTI, 2007).

Tabela 2 – Porcentagem relativa da composição dos diferentes ambientes da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (adaptado de FLEURY, 2009)

Ambiente	Área (%)
Edificações	0,001
Costão rochoso	3,792
Praia	0,8
Restinga	1,796
Campo Aberto	16,73
Floresta Ombrófila Rala	50,736
Floresta Ombrófila Densa	26,145
Área total	828 hectares

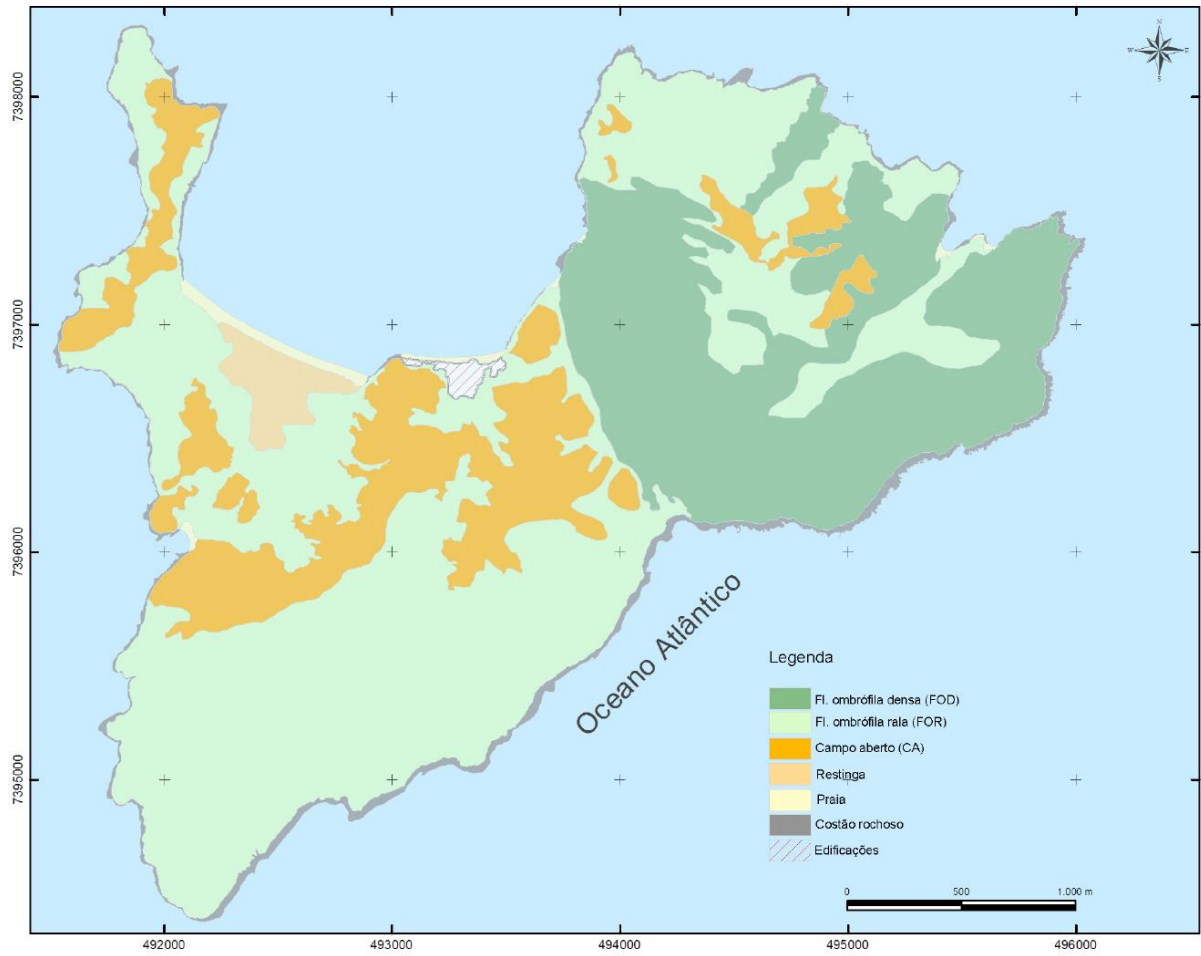


Figura 1 – Mapeamento da área de ocorrência das diferentes fisionomias vegetais na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (adaptado de FLEURY, 2009)



Figura 2 – As três principais fitofisionomias na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil. (A) campo aberto; (B) floresta ombrófila rala e (C) floresta ombrófila densa (Fonte: FLEURY, 2009)

Nas manchas de maior cobertura florestal, existe um predomínio de espécies arbóreas características de ambientes secundários, normalmente apresentando troncos finos, um baixo dossel e grande infestação de lianas (FADINI, 2005). Além disso, a introdução intencional não aconteceu apenas com a fauna – parte da flora predominante foi introduzida e demonstraram alta adaptação ao ambiente, como as jaqueiras (*Artocarpus integrifolia*), bambus (*Bambusa vulgaris*), o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) entre outras (FADINI, 2005).

Não há informações sobre a composição da flora e da fauna da Ilha Anchieta que antecede à ocupação antrópica, no entanto, pela proximidade com a Serra do Mar, há grandes probabilidades de que os dois locais apresentavam determinada semelhança entre suas biotas, com exceção dos grandes vertebrados, já que sua área total de apenas 828 hectares, é incapaz de abrigá-los (ALVAREZ *et al.*, 2008). Mas, sabe-se que a avifauna apresenta grande redução em sua biodiversidade em relação aos fragmentos florestais situados na região continental próxima à ilha (GOERCK, 1997; RIBON *et al.*, 2003; FARIA *et al.*, 2006; FADINI *et al.*, 2008).

4. MÉTODOS

Censos realizados por meio de transectos lineares têm sido cada vez mais utilizados para obter dados estimativos de abundância e a densidade das populações, em especialmente, as de médios e grandes mamíferos terrestres em biomas tropicais nas últimas décadas (BUCKLAND *et al.*, 1993; PERES, 1990). Com isso, realizar levantamento populacionais com continuidade no monitoramento dessas populações têm se mostrado uma ferramenta eficaz para direcionar e definir estratégias de conservação, de modo que objetivos podem ser diferentes, como por exemplo: o manejo de populações reduzidas ou que se encontram em declínio, com o objetivo de elevar sua densidade populacional e possivelmente sua área de vida, com o propósito de reestabelecer a função ecológica da espécie no ambiente, ou o inverso: populações apresentam uma alta densidade, desestabilizando o meio e suas interações, assim como a oferta de recursos, gerando maior competição com as outras espécies nativas, com isso, reduzir a densidade dessa população pode ser o único meio possível para que a área-alvo volte a sua biodiversidade e sua integridade original (MOURÃO; MAGNUSSON, 2004; CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994).

Para estimar a densidade, utilizamos o método de amostragem de distâncias, onde as áreas não florestais ao longo da Ilha Anchieta foram desconsideradas para evitar possíveis ruídos na análise de dados (BUCKLAND *et al.*, 2001). De modo que, nossa amostragem de dados seguiu as cinco premissas básicas do método para que o mesmo seja considerado eficiente e confiável (BURNHAM *et al.*, 1980; BUCKLAND *et al.*, 1993). Listadas abaixo:

1. todos os animais ao longo da linha do transecto, independentemente da altura deles na vegetação, devem ser detectados com 100% de confiança;
2. os animais são detectados em sua posição inicial, antes de qualquer movimento (de fuga ou de atração) em resposta à presença do observador;
3. animais da espécie-alvo deslocam-se na paisagem florestal em uma velocidade menor do que a do observador;
4. todas as distâncias são medidas acuradamente; e
5. os eventos de detecção são independentes.

A densidade e o tamanho populacional das espécies foram estimadas a partir do número total de avistamentos registrados ao longo do esforço amostral de 170 km percorridos. O *software Distance 7.2* foi o instrumento utilizado para tal objetivo (BUCKLAND *et al.*, 2001),

ao utilizar a distância perpendicular (dp) entre o animal avistado e o transecto linear. Os registros dos avistamentos foram utilizados para calcular a largura efetiva da trilha (ESW), na qual, este fator é recomendado para uma maior precisão nas estimativas de densidade e tamanho populacional, uma vez que, números insuficientes de amostragem podem comprometer a confiabilidade da curva de detecção (CHIARELLO, 1999; CULLEN JR. 1997; PERES, 1990). Sendo assim, as densidades foram calculadas a partir da fórmula:

$$D = \text{Número de avistamentos} / 2 * (\text{ESW}) * L$$

D = indivíduos/km²;

ESW = “*effective strip width*” ou largura efetiva da trilha, calculada em metros;

L = esforço amostral total do estudo, calculado em quilômetros.

No total, foram percorridos aproximadamente 170 km divididos entre os meses de janeiro (estação chuvosa) e julho (estação seca) de 2018. Durante o estudo, 5 trilhas pré-definidas foram utilizadas como transectos fixos, sendo percorridas em dias alternados, por apenas um observados, com velocidade média de 1,2 km/h, onde, segundo Emmons (1984), considerou a mais eficiente para uma detecção visual mais apurada dos indivíduos através de todos os estratos da vegetação em um ambiente e em horários diurnos (06:00 às 11:00) e noturnos (17:30 às 21:00), visando o período de maior atividade das espécies, uma vez que grande parte das espécies introduzidas apresentam hábitos noturnos. Os dados obtidos foram registrados ao longo da execução do estudo, com informações como dia, período (diurno ou noturno), coordenadas geográficas, espécie observada, número de indivíduos e a distância perpendicular do animal em relação ao transecto. No caso das espécies que vivem em grupos sociais, a posição considerada em relação ao transecto foi medida através do raio perpendicular entre o transecto e o ponto central do bando (BUCKLAND *et al.*, 2001; BUCKLAND *et al.*, 2004).

Tabela 3 – Esforço amostral do presente estudo dividido entre os meses e o período do dia realizado na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Mês	Diurno (km)	Noturno (km)	Total (km)
Janeiro de 2018	42	48	90
Julho de 2018	40	40	80
Total (km)	82	88	170

Tabela 4 – Esforço amostral do presente estudo dividido entre as trilhas pré-existentes utilizadas como transectos fixos na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Trilha	Extensão (km)	Diurno (km)	Noturno (km)	Total (km)
Leste	2,7	18,9	-	18,9
Pedra do Navio	1,5	9,0	-	9,0
Saco Grande	1,4	22,4	48,3	70,7
Sul	1,1	18,1	31	49,1
Represa	0,3	14,1	9,3	23,4

Após a análise de dados, foi possível selecionar o melhor modelo para que a curva de detecção apresentasse alta integridade (BUCKLAND *et al.*, 2001), uma vez que, transectos com zero detecções registradas (dias de grande precipitação e alta instabilidade climática, em sua maior parte, por exemplo), podem inflar dados, onde, o coeficiente de variância (cv) pode ser mais influenciado pela taxa de encontro. Desse modo, a “distribuição de *Poisson*” foi aplicada prevendo a probabilidade de ocorrência dos eventos de detecção em um determinado período, quando os mesmos possuem alta probabilidade de ocorrer, mas na ocorrência real, se torna mais rara (ANDRADE, 2012). Para o cálculo do tamanho populacional, foi multiplicado a densidade encontrada pela área de vida de cada espécie-alvo.

5. RESULTADOS

Nesse estudo, foram amostrados um total de 170 km de transectos com 125 registros de detecção com uma largura efetiva da trilha (ESW) = $21,5 \pm 2,22$ metros com registros desde 0 até 23 metros de distância em relação ao transecto ao longo dos 5 transectos utilizados nos meses de janeiro e julho de 2018, de modo que, foram amostrados 82 km de dia, no período de maior atividade das espécies com hábitos diurnos e 88 km à noite, visando a maior atividade das espécies com hábitos noturnos.

Tabela 5 – Relação entre os diferentes transectos e o número de registros de detecções com base no esforço amostral de cada trilha da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Trilha	Extensão (km)	Nº total de detecções	Diurno	Noturno	Esforço diurno (km)	Esforço noturno (km)
Leste	2,7	20	20	-	18,9	-
Pedra do Navio	1,5	5	5	-	9,0	-
Saco Grande	1,4	73	72	1	22,4	48,3
Sul	1,1	21	21	-	18,1	31
Represa	0,3	6	6	-	14,1	9,3

Tabela 6 – Relação entre o número de detecções e o esforço amostral total de cada transecto na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Trilha	Extensão (km)	Nº de total de detecções	Detecções por km de esforço amostral
Leste	2,7	20	1,05
Pedra do Navio	1,5	5	0,55
Saco Grande	1,4	73	1,03
Sul	1,1	21	0,42
Represa	0,3	6	0,25

Tabela 7 – Relação entre o número de detecções e o esforço amostral diurno de cada transecto na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Trilha	Extensão (km)	Nº de total de detecções	Detecções por km de esforço amostral diurno
Leste	2,7	20	1,05
Pedra do Navio	1,5	5	0,55
Saco Grande	1,4	72	3,21
Sul	1,1	21	1,16
Represa	0,3	6	0,42

Tabela 8 – Relação entre o número de detecções e o esforço amostral noturno de cada transecto na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Trilha	Extensão (km)	Nº de total de detecções	Detecções por km de esforço amostral noturno
Leste	2,7	0	0
Pedra do Navio	1,5	0	0
Saco Grande	1,4	1	0,02
Sul	1,1	0	0
Represa	0,3	0	0

Tabela 9 – Registros de detecções obtidos no presente estudo para cada espécie introduzida e nativa da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Nome comum	Nome científico	Nº de detecções
Cutia	<i>Dasyprocta spp.</i>	92
Sagui-do-tufo-preto	<i>Callithrix penicillata</i>	22
Quati	<i>Nasua nasua</i>	6
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	1
Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	1
Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	1
Ouriço-cacheiro	<i>Sphiggurus villosus</i>	1
Gambá-de-orelha-preta	<i>Didelphis aurita</i>	1
Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Não detectada nos transectos
Paca	<i>Cuniculus paca</i>	Não detectada nos transectos
Preguiça	<i>Bradypus variegatus</i>	Provavelmente extinta
Tatu-de-rabo-mole	<i>Cabassous tatouay</i>	Provavelmente extinta
Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Provavelmente extinta
Ratão-do-banhado	<i>Myocastor coypus</i>	Provavelmente extinta
Veado catingueiro	<i>Mazama gouazoubira</i>	Provavelmente extinta

As espécies classificadas como “Não detectada nos transectos” foram pontualmente avistadas próximas as construções antrópicas, porém, incapazes de fornecerem dados para estimativas populacionais de acordo com o método utilizado no estudo.

No mês de janeiro de 2018, com 42 km percorridos no período diurno e 48 km no noturno, foram realizados 32 registros compostos por cinco espécies (cutia, sagui-do-tufo-preto,

gambá-de-orelha-preta, quati e ouriço cacheiro) na qual, apenas um registro foi obtido no período noturno (gambá-de-orelha-preta).

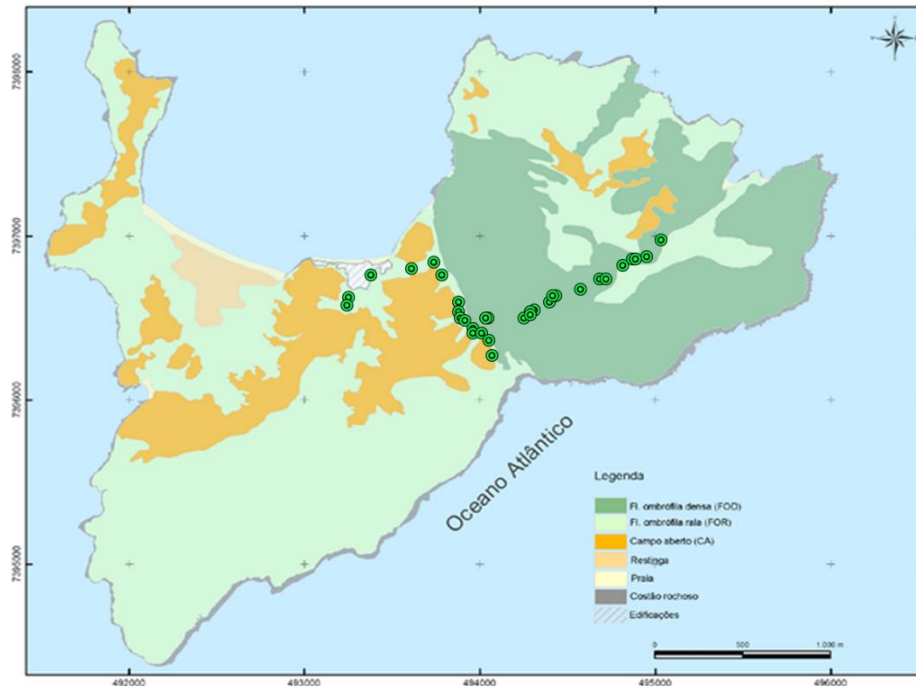


Figura 3 – Localização geográfica dos registros feitos no período de janeiro de 2018 na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (adaptado de FLEURY, 2009)

Tabela 10 – Relação entre os diferentes transectos e suas fisionomias e o número de registros de detecções obtidos no mês de janeiro de 2018 na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (FOD = Floresta ombrófila densa, FOR = Floresta ombrófila rasa, CA = Campo aberto)

Trilha	Extensão (km)	Nº total de detecções	Diurno	Noturno	Fisionomia	Detecções por km de esforço amostral
Leste	2,7	17	17	0	FOD	1,04
Pedra do Navio	1,5	-	-	-	FOR/FOD	-
Saco Grande	1,4	13	12	1	FOR/FOD/CA	0,41
Sul	1,1	0	0	0	FOR/CA	0
Represa	0,3	2	2	0	FOR	0,23

No mês de julho de 2018, foram 40 km percorridos no período diurno e outros 40 km no noturno, com 92 registros compostos por cinco espécies (cutia, sagui-do-tufo-preto, capivara, quati e macaco-prego) sem qualquer registro obtido no período noturno.

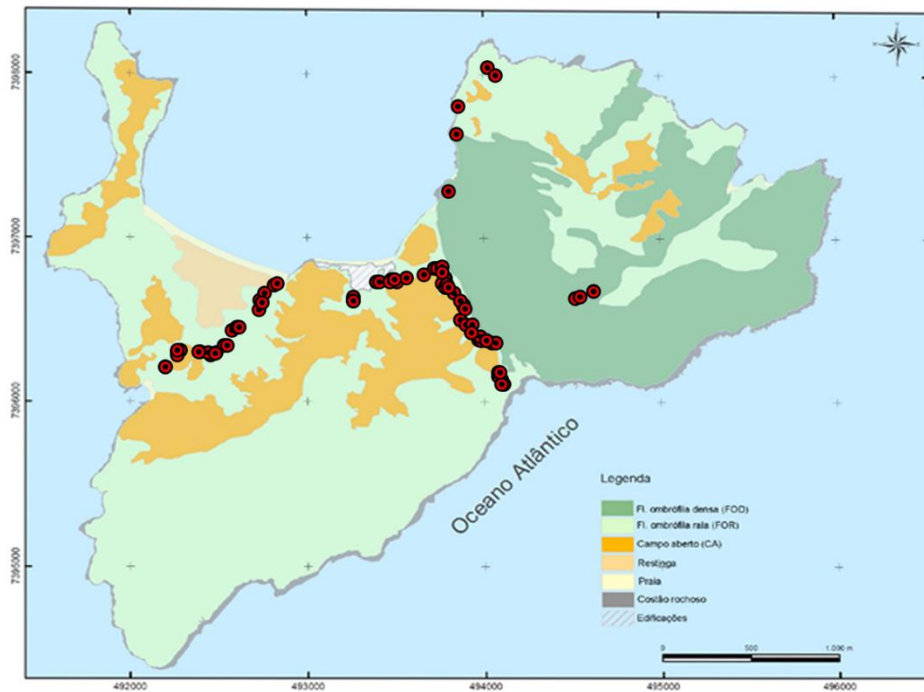


Figura 4 – Localização geográfica dos registros feitos no período de julho de 2018 na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (adaptado de FLEURY, 2009)

Tabela 11 – Relação entre os diferentes transectos e suas fisionomias e o número de registros de detecções obtidos no mês de julho de 2018 na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil (FOD = Floresta ombrófila densa, FOR = Floresta ombrófila rasa, CA = Campo aberto)

Trilha	Extensão (km)	Nº total de detecções	Diurno	Noturno	Fisionomia	Detecções por km de esforço amostral
Leste	2,7	3	3	-	FOD	1,11
Pedra do Navio	1,5	5	5	-	FOR/FOD	0,55
Saco Grande	1,4	59	59	0	FOR/FOD/CA	1,48

Sul	1,1	21	21	0	FOR/CA	0,75
Represa	0,3	4	4	0	FOR	0,23

Tabela 12 – Composição de espécies registradas (espécies diferentes podem ocorrer em um mesmo registro) de acordo com cada trilha utilizada como transecto na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Espécies / Trilha	Leste	Pedra do Navio	Saco Grande	Sul	Represa
Cutia	7	4	58	18	5
Sagui-do-tufo-preto	13	0	6	2	1
Quati	2	2	0	0	2
Tamanduá-mirim	0	0	1	0	0
Macaco-prego	1	0	0	0	0
Capivara	0	0	0	1	0
Ouriço-cacheiro	1	0	0	0	0
Gambá-de-orelha-preta	0	0	1	0	0

No caso da cutia (*Dasyprocta* spp.), o modelo que mais se ajustava aos dados foi o de “*half-normal distribution*” com uma densidade estimada em $70 \text{ ind/km}^2 \pm 8$ e um tamanho populacional de 574 ± 65 indivíduos com um coeficiente de variação igual a 11,32% e $ESW = 20,00 \pm 2,26$ metros.

Tabela 13 – Densidade e tamanho populacional calculadas através do *software Distance 7.2* para a população de cutia (*Dasyprocta* spp.) da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Parâmetro	Estimativa	% CV	95% Intervalo de confiança	
Densidade (ind/km ²)	70 ± 8	11,32	56,010	87,580
Tamanho pop. (ind)	574 ± 65	11,32	459,00	718,00

Para o sagui (*Callithrix penicillata*), o modelo que melhor respondeu foi o de “*half-normal distribution with cosine adjustments*” com uma densidade estimada em $60 \text{ ind/km}^2 \pm 10$ e um tamanho populacional de 485 ± 79 indivíduos com um coeficiente de variação igual a 16,34% e $ESW = 23 \pm 3,75$ metros.

Tabela 14 – Densidade e tamanho populacional calculadas através do *software Distance 7.2* para a população de Sagui (*Callithrix penicillata*) da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Parâmetro	Estimativa	% CV	95% Intervalo de confiança	
Densidade (ind/km ²)	60 ± 10	16,34	43,828	83,692
Tamanho pop. (ind)	485 ± 79	16,34	351,00	670,00

6. DISCUSSÃO

A Ilha Anchieta apresenta uma baixa diversidade de espécies de mamíferos terrestres, essas, por sua vez, com altas densidades. Em comparação ao estudo realizado anteriormente de Bovendorp e Galetti (2007), encontramos uma redução de 56% na densidade de cutias e 30% na de saguis.

Tabela 15 – Comparação da taxa de avistamento (indivíduos/10km) das principais espécies registradas nos transectos entre o estudo de Bovendorp e Galetti (2007) e o presente estudo, ambos realizados na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Espécie	2002 (BOVENDORP; GALETTI, 2007)	2005 (BOVENDORP; GALETTI, 2007)	2018 (presente estudo)
<i>Callithrix penicillata</i>	21,8	13,4	9,0
<i>Dasyprocta</i> spp.	11,1	15,0	13,0
<i>Sapajus nigrurus</i>	0,2	0,5	0,7
<i>Nasua nasua</i>	3,4	4,4	3,0
<i>H. Hydrochoerus</i>	0,2	3,8	0,1
<i>Didelphis aurita</i>	1,0	2,7	0,1

No mês de janeiro de 2018, a trilha do Leste (composta por floresta ombrófila densa) foi o transecto com maior número de detecções, com uma taxa de 1,04 indivíduos encontrados a cada quilômetro de esforço amostral realizado na trilha. Em julho, o transecto com maior detecções foi a trilha do Saco Grande (composta por floresta ombrófila rasa, campo aberto e floresta ombrófila densa), com uma taxa de 1,48 indivíduos a cada quilômetro. Na trilha do Sul, composta apenas por floresta ombrófila rasa, não foi obtido qualquer registro de avistamento durante o mês de janeiro, no entanto, no mês de julho houveram 21 registros (ver Figuras 3 e 4).

Apesar de apenas um registro para a capivara (*Hydrochaeris hydrochoerus*) e para o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*), indivíduos dessas espécies eram frequentemente vistos no entorno das edificações.

Dentre todas as espécies detectadas nesse estudo, calculamos a densidade apenas das espécies que nos forneceram um coeficiente de variância inferior à 20%, de modo que,

estimativas com um valor superior implicaria em ruídos que tornariam os dados inconsistentes (CULLEN JR.; RUDRAN, 2003).

Tabela 16 – Comparação da densidade de cutias (*Dasyprocta* spp.) entre o estudo de Bovendorp e Galetti (2007) e o presente estudo, ambos realizados na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Ano	ESW (m)	Densidade (ind/km ²)	% CV	Estudo
2002	22,00 ± 2,81	120 ± 15	12,8	Bovendorp e Galetti (2007)
2005	22,00 ± 2,10	125 ± 12	9,57	Bovendorp e Galetti (2007)
2018	20,00 ± 2,26	70 ± 8	11,32	Presente estudo

Tabela 17 – Comparação da densidade de saguis (*Callithrix penicillata*) entre o estudo de Bovendorp e Galetti (2007) e o presente estudo, ambos realizados na Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil

Ano	ESW (m)	Densidade (ind/km ²)	% CV	Estudo
2002	13,44 ± 1,26	103 ± 10	9,4	Bovendorp e Galetti (2007)
2005	12,00 ± 1,22	88 ± 9	10,2	Bovendorp e Galetti (2007)
2018	23,00 ± 3,74	60 ± 10	16,3	Presente estudo

Segundo Chiarello (1997), as cutias tendem a ser mais abundantes em fragmentos florestais de áreas maiores que 20 mil hectares, de modo que, a maior oferta de frutos nessas áreas contribui para o estabelecimento dessa espécie. No entanto, como mostrado nesse estudo, a cutia é a espécie mais abundante na Ilha Anchieta, na qual, com apenas 828 hectares de extensão, atualmente, comporta seus 70 ind/km². Atuando como grande dispersora de sementes, com o hábito de enterrar sementes no solo, a cutia pode contribuir para a dispersão de sementes e aumentar as chances de germinação das mesmas (SMYTHE, 1989; FORGET, 1990; SILVA; TABARELLI, 2001). No entanto, em altas densidades, a cutia pode realizar predação excessiva dessas sementes, diminuindo a capacidade de recrutamento da flora nativa da ilha (FADINI *et al.*, 2009; FLEURY, 2009; GUILLAUMON; FONTES, 1992).

Tabela 18 – Comparação entre a densidade estimada de cutia (*Dasyprocta* spp.) na Ilha Anchieta e outros estudos realizados na Mata Atlântica

Local	Extensão (ha)	Densidade (ind/km ²)	Estudo
União (RJ)	3.126	0,09	Araujo <i>et al.</i> (2008)
Poço das Antas (RJ)	5.500	0,13	Araujo <i>et al.</i> (2008)
Fazenda Mosquito (RJ)	2.100	0,39	Cullen Jr. <i>et al.</i> (1999)
Fazenda Rio Claro (SP)	1.700	0,91	Cullen Jr. <i>et al.</i> (1999)
Ilha do Cardoso (SP)	11.100	3,40	São Bernardo e Galetti (2004)

Sooretama (ES)	24.200	4,82	Chiarello (2000)
Fazenda Rio Fundo (SE)	800	13,0	Albuquerque (2016)
Reserva Natural da Vale (ES)	23.500	21,0	Ferregueti <i>et al.</i> (2018)
Linhares (ES)	21.800	24,5	Chiarello (2000)
Ilha Anchieta (SP)	828	70,0	Presente estudo

Ao se comparar a densidade de cutias da Ilha Anchieta (70 ind/km²) com o valor médio de densidade entre outros estudos realizados na Mata Atlântica (7,5 ind/km²) citados na Tabela 15, é possível observar um valor quase 10 vezes maior. Portanto, esse trabalho corroborou que a Ilha Anchieta possui uma das maiores densidades de cutias e saguis em toda a Mata Atlântica (BOVENDORP; GALETTI, 2007).

Segundo Ferregueti *et al.* (2018), a ocorrência da cutia (*Dasyprocta* spp.) tem se mostrado fortemente relacionada com a proximidade de corpos d'água, podendo reduzir sua ocupação à quase zero em áreas com distância maior do que um quilômetro do recurso hídrico. Na Ilha Anchieta, há razoável disponibilidade hídrica por grande parte de sua extensão, com sua drenagem composta por aproximadamente 12 cursos d'água perenes, possuem vários canais temporários, com o regime de vazão máxima nos meses de dezembro a março e mínimo nos meses de julho a setembro (ARANHA, 2011), portanto, a detecção da cutia em todas as trilhas, nas quais, se encontram predominantemente em uma distância euclidiana de 0 até 150 metros dos recursos hídricos (ARANHA, 2011), podem estar intimamente relacionadas à proximidade e ao regime hídrico ao longo do ano e ainda, pela época de frutificação das palmeiras, uma vez que, são consideradas um recurso alimentar essencial para as espécies da Mata Atlântica (DONATTI *et al.*, 2009; GALETTI *et al.*, 2010; PIRES; GALETTI, 2013; CID *et al.*, 2013).

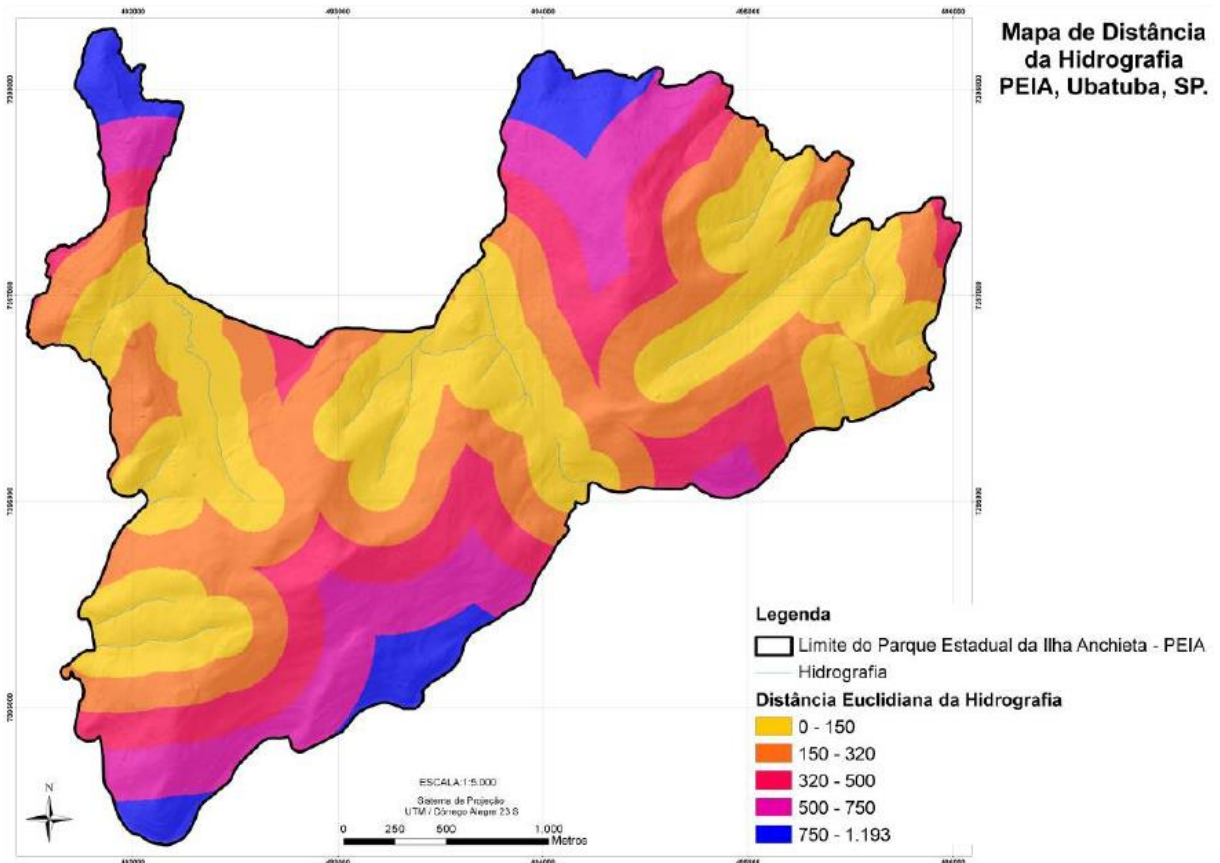


Figura 5 – Mapa de distância euclidiana da hidrografia da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP, Brasil. Fonte: ARANHA (2011).

O sagui-do-tufo-preto (*Callithrix penicillata*) é nativo do Cerrado (RYLANDS *et al.*, 1993) e teve sua introdução realizada em diversas áreas do Brasil, na qual, estão hibridizando com outras espécies do gênero *Callithrix* spp. ou ainda ocupando o nicho trófico de outras espécies nativas (COIMBRA-FILHO *et al.*, 1993; OLIVEIRA; GRELE, 2012). As espécies do gênero *Callithrix* são generalistas, com alta taxa de reprodução e são altamente propensos a causarem impactos ecológicos assim que introduzidos (MORAIS JR *et al.*, 2008), por meio da competição com as espécies nativas (RUIZ-MIRANDA *et al.*, 2000; 2006), predação da fauna nativa e de ninhos da avifauna (TRAAD *et al.*, 2012; GALETTI *et al.*, 2009; ALEXANDRINO *et al.*, 2012).

Tabela 19 – Comparação entre a densidade estimada de sagui (*Callithrix* spp.) na Ilha Anchieta e outros estudos realizados na Mata Atlântica

Local	Extensão (ha)	Densidade (ind/km ²)	Estudo
Serra do Brigadeiro (MG)	13.210	2,8	Cosenza e Melo (1998)
Mata São José (SP)	230	3,5	São Bernardo e Galetti (2004)
Pouse Alegre (MG)	360	14,76	Costa <i>et al.</i> (2012)
Fazenda Rio Fundo (SE)	800	15,04	Albuquerque (2016)

Ilha Anchieta (SP)	828	60,0	Presente estudo
--------------------	-----	------	-----------------

As espécies do gênero *Callithrix* possuem adaptações morfológicas em sua dentição e do seu sistema digestivo que os possibilitam cavoucar troncos das árvores e consumir a goma que é expelida (HERSHKOVITZ, 1977). Em especial, o sagui-do-tufo-preto (*Callithrix penicillata*) é uma das espécies que possuem maior especialização para a gomivoria (HERSHKOVITZ, 1977; RYLANDS; FARIA, 1993), o produto expelido é rico em carboidrato, com disponibilidade ao longo do ano todo, possibilitando que mesmo em períodos de escassez de recursos como frutos e insetos, a necessidade energética desses animais seja atendida (FERRARI, 1993). Assim, as áreas de vida dos indivíduos da Ilha Anchieta possivelmente estão relacionadas com a disponibilidade de recursos e com as interações e conflitos intergrupais, com um menor esforço para movimentação em busca de recurso ao longo da área, o sagui-do-tufo-preto pode possuir uma média de área de uso anual semelhantes ao do sagui-do-tufo-branco (*Callithrix jacchus*) de 0,7 ha (CASTRO, 2003). Em espécies menos adaptadas para a gomivoria, como por exemplo o sagui-de-wied (*Callithrix kuhlii*), que necessita de uma área de vida anual média de 58,3 ha (RABOY *et al.*, 2008).

7. CONCLUSÃO

A execução de um projeto de manejo com o objetivo de mitigar, controlar ou erradicar as populações de espécies exóticas necessita de amplo conhecimento técnico, recursos financeiros e tecnológicos que, em um contexto de ausência de apoio financeiro aos órgãos que gerem as Unidades de Conservação, não estão disponíveis, interferindo diretamente na execução de um manejo eficiente que poderia estar solucionando parte dos impactos causados pela invasão biológica.

O estudo de estimativa populacional e distribuição geográfica das espécies tem sido abordado como um dos principais objetivos na ecologia, onde, a obtenção desses dados tem sido considerada inestimável para estratégias de conservação das espécies (ANDREWARTHA; BIRTCH, 1954; SUTHERLAND, 2006; CULLEN JR. *et al.*, 2004). Portanto, monitorar a biota silvestre é fundamente para podermos delinear padrões de composições das comunidades biológicas, os impactos antrópicos que os afetam e indicar direções para um possível manejo nessas áreas naturais (BURBIDGE, 1991).

A Ilha Anchieta, sem predadores de topo, atualmente apresenta a maior densidade de cutias e saguis da Mata Atlântica, como uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o manejo das espécies introduzidas deve ser realizado com urgência. O manejo deve ser interdisciplinar, uma vez que, solo, flora e fauna estão interligados no contexto da ilha. Somente com um monitoramento contínuo e médio e longo prazo, será possível estabelecer as melhores estratégias e tomadas de decisões para a conservação.

Recomenda-se a erradicação de todos os indivíduos de sagui-do-tufo-preto, como já discutido nesse trabalho, a espécie apresenta alta plasticidade e capacidade de estabelecimento mesmo em áreas degradadas, além de predação de ninhos de aves nativas.

As cutias exercem papel duplo na Ilha Anchieta, são importantes dispersoras de sementes, mas, em altas densidades, a predação das mesmas pode causar impactos negativos na regeneração da vegetação, no entanto, possivelmente, são as responsáveis por evitar que os indivíduos de jaqueiras (espécie exótica e introduzida) se tornem invasores. Portanto, no caso das cutias, recomenda-se um controle populacional constante, com o objetivo de manter a densidade da espécie à níveis aceitáveis. Como possibilidade ao método de controle, a introdução de uma jaguatirica esterilizada (predadora, porte médio), devidamente monitorada com colar-gps poderia contribuir para o controle populacional dos indivíduos.

O gambá-de-orelha-preta é conhecido por sua grande flutuação populacional, portanto, estimar a densidade de uma das poucas espécies nativas, requer um monitoramento mais contínuo.

No caso das capivaras, a sugestão é a translocação dos indivíduos para áreas com a presença de predadores de grande porte (onça pintada, por exemplo) ou a esterilização dos indivíduos existentes, que a longo prazo, a espécie deixará de ocorrer.

Os quatis se assemelham com a situação do sagui-do-tufo-preto, possuem alta plasticidade e estabelecimento em áreas degradadas e também predam ninhos de aves, portanto, a sugestão é da erradicação dos indivíduos da espécie na Ilha Anchieta.

Para as espécies não citadas aqui, é necessário maior estudo sobre suas populações e ecologia para que uma estratégia de manejo e conservação para elas seja definida.

8. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, N. **Densidade e preferências de habitat de mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Sergipe. 2016.
- ALEXANDRINO, E. R., LUZ, D. T. A., MAGGIORINI, E. V., FERRAZ, K. **Nest stolen: the first observation of nest predation by an invasive exotic marmoset (*Callithrix penicillata*) in an agricultural mosaic.** *Biota Neotrop.* 12(2), 211-215. 2012.
- ALVAREZ, A. D., GALETTI, M. **Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1011-1016. 2007.
- ALVAREZ, A. D., BOVENDORP, R. S., FLEURY, M., GALETTI, M. **Um paraíso de “exóticos”.** *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, 69-71. 2008.
- ANDRADE, E. L. **Introdução à Pesquisa Operacional: métodos e modelos para análise de decisões.** LTC, Rio de Janeiro, p. 202. 2012.
- ANDREWARTHA, H. G., BIRCH, L. C. **The distribution and abundance of animals.** University of Chicago Press. 1954.
- ARAÚJO, R. M. D., SOUZA, M. B. D., RUIZ-MIRANDA, C. R. **Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.** *Iheringia, Sér Zool*, 98(3), 391-396. 2008.
- ARANHA, L. B. **Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP: subsídios para o Plano de Restauração.** Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2011.
- BERNARDO, C. S. S., GALETTI, M. **Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4), 827-832. 2004.
- BOVENDORP, R. S., GALETTI, M. **Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil.** *Biological Invasions*, 9(3), 353–357. 2007.
- BUCKLAND, S. T., *et al.* **Distance sampling: estimating abundance of biological populations.** Chapman and Hall, New York. 1993.
- BUCKLAND, S. T., *et al.* **Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological population.** Oxford University Press, Oxford, UK. 2001.
- BUCKLAND, S. T., *et al.* **Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations.** Oxford University Press, Oxford, UK. 2004.
- BURBIDGE, A. **Cost constraints on surveys for nature conservation.** In: MARGULES, C. R., AUSTIN, M. P. (eds.), **Nature Conservation: Cost-Effective Biological Surveys and Data Analysis.** CSIRO, Australia, 3-6. 1991.
- BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. R., LAAKE, J. L. **Estimation of density from line transect sampling of biological populations.** *Wildl. Monogr.*, 72, 1-202. 1980.

- CASTRO, C. S. S. **Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de saguis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae).** Revista Brasileira de Zoologia, 20, 91-96. 2003.
- CAUGHLEY, G., SINCLAIR, A. **Wildlife Ecology and Management.** Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. p. 334. 1994.
- CHIARELLO, A. G. **Mammalian Community and Vegetation Structure of Atlantic Forest Fragments in Southeastern Brazil.** Ph.D Thesis. University of Cambridge, Cambridge, England, p. 134. 1997.
- CHIARELLO, A. G. **Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-east Brazil.** Biological Conservation. 89: 71-82. 1999.
- CHIARELLO, A. G. **Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest.** Conserv Biol. 14, 1649-1657. 2000.
- CID, B., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., MOURÃO, G. **Seasonal habitat use of agoutis (*Dasyprocta azarae*) is driven by the palm *Attalea phalerata* in Brazilian Pantanal.** Biotropica, 45(3), 380-385. 2013.
- COIMBRA-FILHO, A., CÂMARA, I. G. **Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil.** Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza. 1996.
- COSENZA, B. A. P., MELO, F. R. **Primates of the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil.** Neotropical Primates, 6(1), 18-20. 1998.
- CLAVERO, M., E. GARCÍA-BERTHOU. **Invasive species are a leading cause of animal extinction.** Trends in Ecology & Evolution. 20, 110. 2005.
- CLOUT, M. N., J. C. RUSSELL. **The eradication of mammals from New Zealand islands.** in. KOIKE, F., M. N. CLOUT. M. KAWAMICHI, M. DE POORTER, K. IWATSUKI. **Assessment and Control of Biological Invasion Risks.** 127-141 GLAND: IUCN. 2006.
- COIMBRA-FILHO, A. F., PISSINATTI, A., RYLANDS, A. B. **Experimental multiple hybridism among *Callithrix* species from eastern Brazil.** In: RYLANDS, A. B. ed. **Marmosets and tamarins: systematics, ecology and behavior.** Oxford University Press, Oxford, UK, 95-120. 1993.
- COLAUTTI, R. I., H. J. MACISAAC. **A neutral terminology to define invasive species.** Diversity & Distributions 10, 135-141. 2004.
- COSTA, M. D. *et al.* **Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil.** Iheringia, Sér. Zool., 102(1), 5-10. 2012.
- CULLEN JR., L. **Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil.** M. S. thesis, University of Florida, Gainesville, Florida. 1997.
- CULLEN JR., L. BODMER, R. E., PADUA, C. V. **Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil.** Biological Conservation, 95, 49-56. 2000.
- CULLEN JR., *et al.* **Mammalian densities and species extinctions in Atlantic Forest fragments: the need for population management.** In: SILVIUS, K., *et al.* People in Nature: wildlife conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, 211-226. 2004.

- CULLEN JR., L., RUDRAN, R. **Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte.** 169-179. In: CULLEN JR., L., RUDRAN, R., VALLADARES-PADUA, C. (Eds). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Editora UFPR e Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, p. 667. 2003.
- DAVIS, M. A. **Invasion Biology.** Oxford: Oxford University Press. 2009.
- DI CASTRI, F. **History of biological invasions with emphasis on the Old World.** in J. DRAKE, F. DI CASTRI, R. GROVES, F. KRUGER, H. A. MOONEY, M. REJMANEK, M. WILLIAMSON. **Biological invasions: a global perspective.** Nova Iorque: Wiley, 1989.
- DONATTI, C. I., GUIMARÃES JR., P. R., GALETTI, M. **Seed dispersal and predation in the endemic Atlantic Forest palm *Astrocaryum aculeatissimum* across a gradiente of seed disperser abundance.** Ecol. Res. 24, 1187-1195. 2009.
- ELLIS, B. K. J. A. STANFORD, D. GOODMAN, C. P. STAFFORD, D. L. GUSTAFSON, D. A. BEAUCHAMP *et al.* **Long-term effects of a trophic cascade in large lake ecosystem.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 108(1) 1070-1075. 2011.
- EMMEL, C. T. **Population biology.** Chapman and Hall. Ltd, London, p 371. 1976.
- EMMONS, L. H. **Geographic variation in densities and diversities on non flying mammals in Amazonia.** Biotropica, 16, 210-222. 1984.
- ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants.** Londres: Methuen, 1958.
- FADINI, R. F. **Limitações bióticas afetando o recrutamento da palmeira *Euterpe edulis* em uma ilha continental da Mata Atlântica.** Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas em Botânica. 2005.
- FADINI, R. F., M. FLEURY, C. I. DONATTI, M. GALETTI. **Effects of frugivore impoverishment and overabundant seed predators on the recruitment of a keystone palm in the Atlanti forest.** Montourge: Acta Oecologica. 2008.
- FADINI, R. F., GONÇALVES, D. C. M., REIS, R. P. F. **Consistency in seed-deposition patterns and the distribution of mistletoes among its host trees in an Amazonian savana.** Australian Journal of Botany, 57, 640-646. 2009.
- FARIA, D., *et al.* **Bat and Bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil.** Biodiversity and Conservation, 15, 587-612. 2006.
- FERRARI, S. F. **Ecological differentiation in the Callitrichidae.** In: RYLANDS, A. B. ed. **Marmosets and tamarins: systematics, behaviour and ecology.** Oxford University Press, Oxford, UK, 314-328. 1993.
- FERREGUETI, A. C., TOMAS, W. M., BERGALLO, H. G. **Density, habitat use, and daily activity patterns of the Red-rumped Agout (*Dasyprocta leporina*) in the Atlantic Forest, Brazil.** Studies on Neotropical Fauna and Environment. 2018.
- FLEURY, M. **Interações ecológicas entre plantas e animais: implicações para a conservação e restauração de uma ilha pluvial Atlântica.** Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 2009.

FLEURY, M. SILLA, F., RODRIGUES, R. R., GALETTI, M., & DO COUTO, H. T. Z. **Seedling fate across different habitats: The effects of herbivory and soil fertility**. *Basic and Applied Ecology*, 16(2), 141–151. 2014.

FONSECA, G. A. B. da., *et al.* **Conservation of island biodiversity – importance, challenges and opportunities**. Center for Applied Biodiversity Sciences, Conservation International, 16 p., Washington, DC, USA. 2006.

FORGET, P. M. **Seed dispersal of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae) by caviomorph rodents in French Guiana**. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 459-468. 1990

FRANKHAM, R. **Do island population have less genetic variation than mainland populations?** *Heredity*, 78:311-327. 1997.

GALETTI, M., BOVENDORP, R., FADINI, R., GUSSONI, C., RODRIGUES, M., ALVAREZ, A., GUIMARÃES JR., P., ALVES, K. **Hyper abundant mesopredators and bird extinction in na Atlantic forest island**. *Sociedade Brasileira de Zoologia*, 26(2), 288-298. 2009.

GALETTI, M., PARDINI, R., DUARTE, J. M. B., SILVA, V. M. F., ROSSI, A., PERES, C. A. **Forest legislative changes and their impacts on mammal ecology and diversity in Brazil**. *Biota Neotropica*, 10(4). 2010.

GOERCK, J. M. **Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil**. *Conserv Biol*, 11, 112-118. 1997.

GUERRIERO, N. **Ilhas oceânicas: Fernando de Noronha**. Guerriero Edições, São Paulo, 96p. 2002.

GUILLAUMON, J. R., *et al.* **Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. IF – Série Registros, São Paulo, p. 103. 1989.

GUILLAUMON, J. R., FONTES, M. **Estudos para manejo dos campos antrópicos do Parque Estadual da Ilha Anchieta – zona de recuperação**. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, 4, 867-879. 1992.

HERSHKOVITZ, P. **Living New World monkeys (Platyrrhini) with an introduction to primates**. University of Chicago Press, 1, Chicago and London. 1977.

LIMA, V. F. S. *et al.* **Parasitas gastrointestinais em gatos ferais e roedores do Arquipélago de Fernando de Noronha**. *Rev. Bras. Parasitol. Vet.* 26(4) 521-524. 2017.

LONG, J. L. **Introduced Mammals of the World: Their History, Distribution and Influence**. Melbourne: CSIRO Publishing. 2003.

MORAIS JR., M. M., RUIZ-MIRANDA, C. R., GRATIVOL, A. D., ANDRADE, C. C., LIMA, C. A. **Os saguis, *Callithrix jacchus* e *C. penicillata*, como espécies invasoras na região de ocorrência do mico-leão dourado**. In: OLIVEIRA, P. P., GRATIVOL, A. D., RUIZ-MIRANDA, C. R. (Org.). **Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 1, 86-117. 2008.

MOURÃO, G., MAGNUSSON, W. **Uso de levantamentos aéreos para o manejo de populações silvestres**. Embrapa Pantanal, Corumbá. 2004.

- MOYLE, P. B., H. W. LI, B. A. BARTON. **The Frankenstein effect: Impact of introduced fishes on native fishes in North America.** *in*. STROUD, R. H. **Fish culture in fisheries management.** Bethesda: American Fisheries Society. 1986.
- MOYLE, P. B., T. LIGHT. **Fish invasions in California: Do abiotic factors determine success?** *Ecology*. 77(6), 1666-1670. 1996.
- O'DOWD, D. J., *et al.* **Invasional 'meltdown' on a oceanic island.** *Ecology Letters*. 6, 812-817. 2003.
- OLIVEIRA, L. C., GRELE, C. E. V., **Introduced Primate Species of na Atlantic Forest Region in Brazil: Present and Future Implications for the Native Fauna.** *Tropical Conservation Science*, 5, 112-120. 2012.
- PERES, C. A. **Effects of hunting on western Amazonian primate communities.** *Biol Conserv.* 53, 47-59. 1990.
- PIRES, A., GALETTI, M. **The agouti *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Dasyproctidae) as seed disperser of the palm *Astrocaryum aculeatissimum*.** *Mastozoologia Neotropical*, 19, 147-153. 2013.
- RABOY, B., CANALE, G. R., DIETZ, J. M. **Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern Brazilian marmosets.** *Internacional Journal Primatology*, 29, 449-467. 2008.
- RIBON, R., SIMON, J., MATTOS, G. **Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil.** *Conservation Biology*, 17, 1827-1839. 2003.
- RUIZ-MIRANDA, C. R., AFFONSO, A. G., MARTINS, A., BECK, B. **Distribuição do sagui (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) no Estado do Rio de Janeiro.** *Neotropical Primates*, 8, 98-101. 2000.
- RUIZ-MIRANDA, C. R., *et al.* **Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic Coast forest fragments.** *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 49, 99-109. 2006.
- RYLANDS, A. B., FARIA, D. S. **Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*.** *In*: RYLANDS, A. B. ed. **Marmosets and tamarins: systematics, behaviour and ecology.** Oxford University Press, Oxford, UK, 262-272. 1993.
- RYLANDS, A. B., COIMBRA-FILHO, A. F., MITTERMEIER, R. A., **Systematics, distribution, and some notes on the conservation status of the Callitrichidae.** *In*: RYLANDS, A. B. ed. **Marmosets and tamarins: systematics, behaviour and ecology.** Oxford University Press, Oxford, UK, 11-77. 1993.
- SERAFINI, T. *et al.* **Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana.** *Revista de Gestão Costeira Integrada*. 10(3) 281-301. 2010.
- SILVA, J. M. C., TABARELLI, M. **Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic Forest in northeast Brazil.** *Acta Oecologica*, 22, 259-268. 2001.
- SIMBERLOFF, D., M. REJMÁNEK. **Encyclopedia of biological invasions.** California: University of California Press. 2011.

- SMYTHE, N. **Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers.** *Biotropica*, 21(1), 50-56. 1989.
- SOTO, J. M. R. **Ações antrópicas negativas nas ilhas oceânicas brasileiras.** in. MOHR, L. V. M., J. W. A. CASTRO, P. M. S. COSTAS, R. VÁLKA. **Ilhas Oceânicas Brasileiras – da pesquisa ao manejo.** MMA. (2) 321-342. 2009.
- SOULÉ, M. E., J. A. ESTES, B. MILLER, D. L. HONNOLD. **Strong interacting species: Conservation policy, management, and ethics.** *BioScience*. 55(2), 168-176. 2005.
- SPENCER, C. N., B. R. MCCLELLAND, J. A. STANFORD. **Shrimp stocking, salmon colapse, and eagle displacement.** *BioScience*. 41(1), 14-21. 1991.
- SUTHERLAND, W. J. **Predicting the ecological consequences of environmental change: a review of the methods***. *Journal of Applied Ecology*, 43, 599-616. 2006.
- TRAAD, R. M., LEITE, J. C., WECKERLIN, P. **Introdução das espécies exóticas *Callithrix penicillata* (GEOFFROY, 1812) e *Callithrix jacchus* (LINNAEUS, 1758) em ambientes urbanos (Primates: Callithrichidae).** *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 2. 2012.
- VEITCH, C. R., M. N. CLOUT. **Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species.** Gland: IUCN. 2002.
- VITULE, J. R. S, C. A. FREIRE, D. SIMBERLOFF. **Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad.** *Fish and Fisheries*. 10(1), 98-108. 2009.
- VITULE, J. R. S, C. A. FREIRE, D. P. VAZQUEZ, M. A. NUÑEZ, D. SIMBERLOFF. **Revisiting the potential conservation value of non-native species.** *Conservation Biology*. 26(6), 1153-1155. 2012c.
- WALTER, H. S. **The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature.** *Journal of Biogeography*. 31(2) 177-197. 2004.
- WELLS, M. J., R. J. POYNTON, A. A. BALSINHAS, K. J. MUSIL, H. JOFFE, E. VAN HOEPEN, S. K. ABBOTT. **The history of introduction of invasive alien plants to Southern Africa.** in I. A. W. MACDONALD, F. J. KRUGER, A. A. FERRAR. **The ecology and management of biological invasions in Southern Africa.** Cape Town: Oxford University Press. 1986.
- WILCOVE, D. S., D. ROTHSTEIN, J. DUBOW, A. PHILLIPS, E. LOSOS. **Quantifying threats to imperiled species in the United States.** *BioScience*. 48(8), 607-615. 1998.
- WILSON, E. O. **The diversity of life.** Nova Iorque: W.W. Norton and Company, 1992.