

Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, *Continuum* florestal do Paranapiacaba

Carlos Rodrigo Brocardo^{1,2,3}, Raisa Rodarte¹, Rafael da Silveira Bueno¹,

Laurence Culot¹ & Mauro Galetti¹

¹Laboratório de Biologia da Conservação, Departamento de Ecologia,
Universidade Estadual Paulista – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil

²Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação, CP 19009, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil

³Autor para correspondência: Carlos Rodrigo Brocardo, e-mail: carlosbrocardo@hotmail.com

BROCARD, C.R., RODARTE, R., BUENO, R.S., CULOT, L. & GALETTI, M. **Non-volant mammals of Carlos Botelho State Park, Paranapiacaba Forest *Continuum***. *Biota Neotrop.* 12(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n4/pt/abstract?inventory+bn02512042012>

Abstract: The Atlantic Forest is one of the most studied Brazilian biomes in relation to its mammalian fauna. However, there is still a series of gaps of knowledge about the distribution and persistence of some of these species which prevents taking adequate conservation measures to better protect the mammals. In order to make the inventory of the non-volant mammalian fauna of the Carlos Botelho State Park (SP), we compiled data of camera trapping, diurnal census, track records, pitfall and live trapping collected over 8 years (2004-2012). We registered a total of 53 species, of which 12 are regionally threatened and one is an exotic species (*Lepus europaeus*), including the presence of most mammal species expected for the Paranapiacaba Forest *Continuum*. The high non-volant mammals species richness allied to the presence of threatened species, strengthen the role of this protected area for mammal conservation in the Atlantic Forest. Although, the local extinction of one species, *Tayassu pecari*, alert to the need for effective measures of protection.

Keywords: Atlantic Forest, conservation, Mammalia, species richness, local extinction.

BROCARD, C.R., RODARTE, R., BUENO, R.S., CULOT, L. & GALETTI, M. **Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, *Continuum* florestal do Paranapiacaba**. *Biota Neotrop.* 12(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n4/en/abstract?inventory+bn02512042012>

Resumo: A Mata Atlântica é o bioma melhor conhecido em relação à mastofauna no Brasil, contudo ainda assim apresenta uma série de lacunas de conhecimento sobre a persistência e distribuição de espécies, o que representa um risco adicional à conservação de mamíferos. Neste trabalho, através da coleta de dados por diferentes métodos – armadilhas fotográficas, censos diurnos, registro de vestígios, armadilhas de queda e captura viva – ao longo de oito anos (2004-2012), foi realizado o inventário da mastofauna não voadora do Parque Estadual Carlos Botelho (SP). No total foram registradas 53 espécies, sendo 12 espécies ameaçadas regionalmente e uma exótica (*Lepus europaeus*), com a presença da maioria dos mamíferos esperados para o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba. A comunidade de mamíferos não voadores quase completa, e a presença de espécies ameaçadas reforçam o papel desta área protegida para a conservação de mamíferos na Mata Atlântica. Embora, a extinção local de uma espécie, *Tayassu pecari*, alerte para a necessidade de medidas efetivas de proteção.

Palavras-chave: Mata Atlântica, conservação, Mammalia, riqueza de espécies, extinção local.

Introdução

A comunidade de mamíferos está ligada a características ambientais como o tipo de vegetação, a produção primária e o relevo (Peres 2000, Haugaasen & Peres 2005, Galetti et al. 2009). Mas ações antrópicas, como a supressão e fragmentação de habitats, a caça e a perseguição de espécies têm influência marcante na persistência de populações de mamíferos (Chiarello 1999, Cullen-Junior et al. 2000, Peres 2000, Galetti et al. 2009, Brocardo & Cândido-Junior 2012). A riqueza de espécies de mamíferos, por exemplo, parece estar fortemente relacionada ao tamanho da área de habitat remanescente (Chiarello 1999). Dessa forma, a manutenção de grandes áreas protegidas tem sido apontada como fundamental para conservação do grupo, sobretudo para as espécies maiores (Chiarello 2000, Gurd et al. 2001, Ceballos et al. 2005), que estão mais propensas à extinção entre os mamíferos (Cardillo et al. 2005).

Contudo, em ambientes altamente modificados e ocupados por populações humanas, como é o caso da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009, Tabarelli et al. 2010), grandes remanescentes são uma raridade na paisagem. No bioma, restam apenas sete áreas contínuas com mais de 100.000 ha (Ribeiro et al. 2009), e estes últimos grandes remanescentes constituem as áreas com maior potencial de manutenção de espécies selvagens e de suas interações ecológicas (Tabarelli et al. 2010). E embora a Mata Atlântica seja o bioma com a mastofauna melhor conhecida, a falta de publicações de lista de espécies de mamíferos em forma de artigos (Brito et al. 2009) representa uma lacuna de conhecimento sobre a presença e a distribuição de espécies (Costa et al. 2005, Galetti et al. 2009, De Vivo et al. 2011). Portanto, faz-se necessário conhecer melhor a diversidade dos grandes blocos florestais de Mata Atlântica a fim de direcionar esforços de conservação, e reverter o processo de perda de biodiversidade no bioma (Galetti et al. 2009, Ribeiro et al. 2009).

Diante disso, o objetivo desse trabalho foi inventariar a mastofauna não voadora do Parque Estadual Carlos Botelho, Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada no *Continuum* florestal da Serra do Paranapiacaba.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) (24° 08' S e 47° 58' W), localizado no sudeste do estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). O PECB possui uma área de 37.644 ha formados pela Floresta Ombrófila Densa (FOD) (Mata Atlântica *stricto sensu*), com grande quantidade de lauráceas, mirtáceas e palmito-juçara (*Euterpe edulis* Martius), além de trechos muito pequenos de reflorestamento com pinheiro-do-paraná [*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze] (Brocardo et al. 2010, Lima et al. 2011). O PECB está diretamente ligado ao Parque Estadual Intervales, que por sua vez faz limites com o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e a Estação Ecológica de Xitúé. Estas Unidades de Conservação (UC's), juntamente com áreas particulares do entorno, formam o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba, uns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica, com cerca de 460.000 ha (Figura 1c). O *Continuum* do Paranapiacaba está inserido no grande bloco florestal formado pela Serra do Mar, que tem início no estado do Rio de Janeiro, estende-se pelos estados de São Paulo e Paraná, indo até Santa Catarina, com mais de um milhão de hectares (Figura 1b).

A amplitude altitudinal no PECB vai de 50 a 975 m, sendo a coleta de dados proveniente da parte alta do parque (Base de São Miguel Arcanjo, Figura 1d), com altitude variando de 720 a 850 m. A temperatura média anual na área amostrada varia de 15 a 19 °C,

e a precipitação anual 1.700 a 2.000 mm, sem estação seca definida (Instituto... 2008). A área amostrada constitui a parte do PECB com menor atividade de caçadores e palmiteiros (Bueno, R.S. dados não publicados), e possivelmente representa uma das porções menos alteradas e com maior potencial de abrigar a fauna original.

2. Coleta de dados e análises

Para o registro de espécies foram utilizados os seguintes métodos: censos diurnos, armadilhamento fotográfico, armadilhas de queda (*pitfall*), armadilhas de captura viva (*live traps*: modelos Sherman – de três tamanhos diferentes: pequeno [23 × 7,5 × 8,5 cm], médio [30 × 7,5 × 9,5cm] e grande [37,5 × 10 × 12 cm], e *Tomahawk* [45 × 16 × 16 cm]), além de registro de vestígios, observações casuais (*ad libitum*) e informações de funcionários do PECB.

A amostragem por meio de censos diurnos foi utilizada para abranger, sobretudo as espécies diurnas de médio e grande porte, mas também pequenas com hábitos arborícolas (e.g. *Guerlinguetus ingrami*) (Peres 1999, Chiarello 2000). Esta amostragem foi realizada em duas etapas, na primeira (outubro/2004 a fevereiro/2006) houve o esforço de 127,6 km percorridos (quatro trilhas, variando de 3,9 a 5,4 km), e na segunda etapa (agosto/2009 a junho/2010) houve o esforço de 430,35 km (em quatro trilhas, que variaram de 1,2 a 5 km). Foram seguidas as metodologias padronizadas para este tipo de amostragem (Peres 1999, Cullen-Junior & Rudran 2006), buscando-se abranger a heterogeneidade ambiental da UC (alto de morros, vales e proximidade a cursos d'água).

Para o registro de espécies noturnas e/ou espécies elusivas foram utilizadas armadilhas fotográficas (Srbek-Araújo & Chiarello 2005). Seis armadilhas fotográficas Reconyx® (modelo RC55 RapideFire, www.reconyx.com) foram instaladas em trilhas e em áreas de interior de mata, a cerca de 30 cm do solo, em pontos distanciados por no mínimo 200 m entre si. Esta metodologia foi dividida em dois esforços distintos: um esforço amostral de 497 armadilhas.dia (número de armadilhas × dias amostrados; dia = 24 horas) realizado entre setembro de 2009 e junho de 2010 (amostragem em todos meses). E outro esforço paralelo realizado com a utilização de atrativos (banana, laranja, sardinha, urina de lince, frutos de *Euterpe edulis*, sementes de *Attalea dubia*), totalizando 112 câmeras.dia (setembro/2009-setembro/2010, esforço mensal).

Em um segundo momento, no período de agosto a outubro 2011, foi realizado o esforço de 166 armadilhas.dia, utilizando quatro armadilhas fotográficas Bushnell Trophy Cam (www.bushnell.com) fora das trilhas e com frutos maduros de *Cryptocarya mandiocana* (Lauraceae) como iscas.

A amostragem de pequenos mamíferos não voadores foi realizada em cinco incursões bimestrais a campo (maio/2011 a janeiro/2012), cada uma com cinco noites de captura, totalizando um esforço amostral de 600 *pitfalls*.noite e 2.250 *live traps*.noite. Ao todo, foram montados três *grids* de captura somente com *live traps* e seis transectos com *pitfalls*. As *live traps* foram dispostas em forma de grade de 0.6ha (60 m × 100 m) com 24 estações de captura espaçadas 20 m entre si. Cada estação contou com uma armadilha *Sherman* de tamanho distinto e apenas seis dispunham também de uma *Tomahawk*. A distribuição das armadilhas por ponto foi feita de modo aleatório. Portanto, foram iscadas 30 armadilhas *live traps* por grade e um total de 90 armadilhas *live traps* para o PECB. As armadilhas de interceptação e queda constavam de duas linhas paralelas de 50 m de comprimento cada e distantes 30 m entre si. Cada linha consistia em quatro baldes plásticos de 60 L, enterrados a nível do solo, unidos por cerca-guia e distantes 10 m um do outro. Foi usado um total de 24 baldes no estudo. Todo animal capturado foi identificado, individualizado com um brinco numerado (Ear tags, National Band and Tag Co., Newport, Kentucky, USA), teve seus dados biométricos

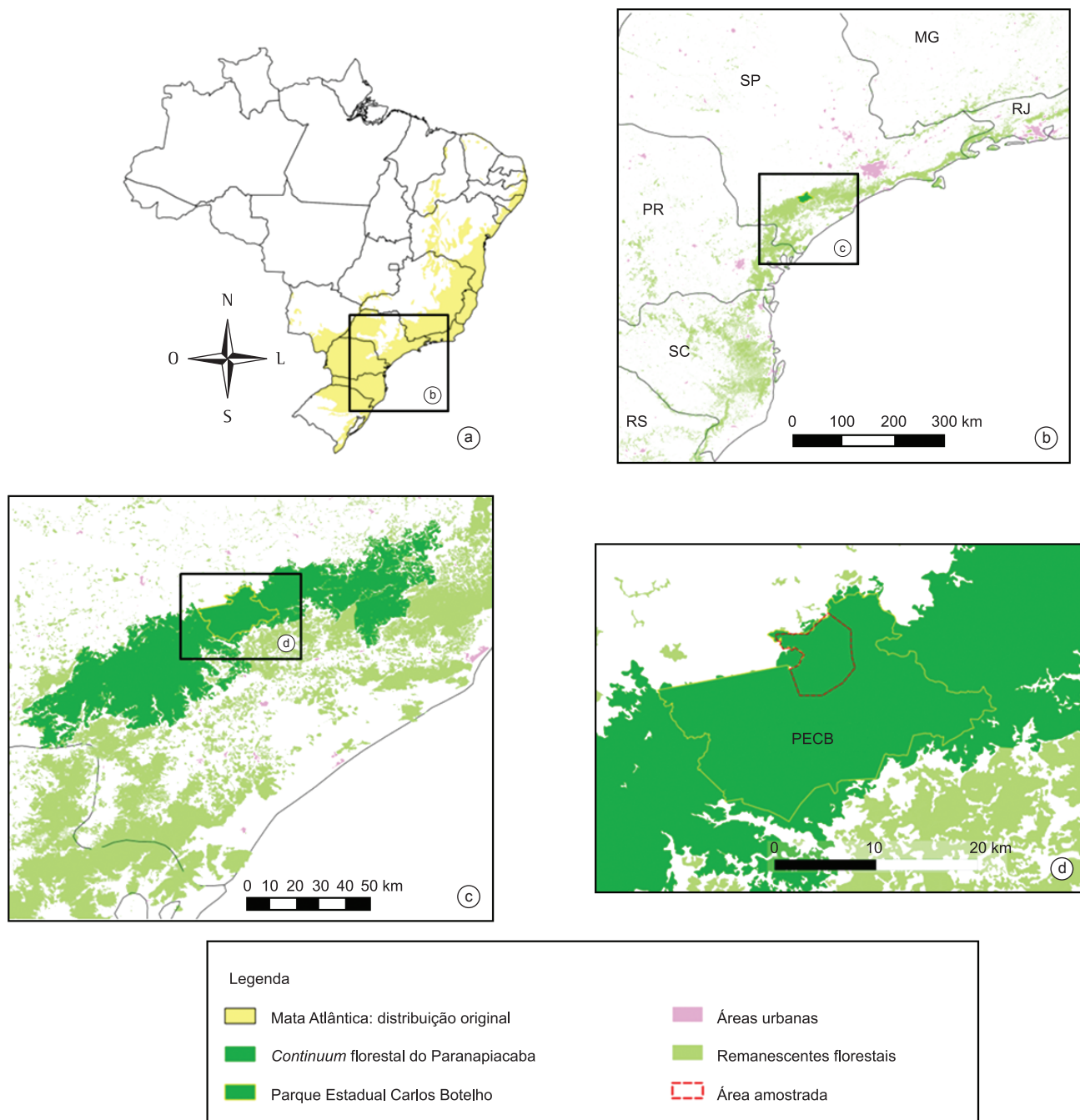


Figura 1. Localização do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) na porção sul da Mata Atlântica brasileira (a, b); destaque para a localização do PECB no *Continuum* Florestal do Paranapiacaba, estado de São Paulo (c); e área amostrada, delimitação pela linha vermelha tracejada (d).

Figure 1. Carlos Botelho State Park (CBSP) in Southern Brazilian Atlantic Forest (a,b); highlighting the CBSP location in Paranapiacaba forest *Continuum*, São Paulo state (c); and sampled area, the red line boundary dashed (d).

registrados e foi liberado no exato local de captura. A fim de auxiliar na identificação de espécies crípticas (ver Apêndice 1), alguns indivíduos foram coletados e enviados para análises citogenéticas no Laboratório de Ecologia e Evolução do Instituto Butantan. Espécies do gênero *Monodelphis* foram identificadas por taxonomista. Todos os espécimes testemunhos foram depositados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) (Apêndice 1).

Em todo período de trabalho em campo foram realizados registros de espécies por meio de vestígios (pegadas, fezes, carreiros e tocas) sempre que esses eram observados em campo. A identificação dos

vestígios foi baseada em literatura técnica de referência (Becker & Dalponte 1991, Borges & Tomás 2004) e em conhecimento prévio. Observações *ad libitum* também foram anotadas durante deslocamento até os locais das amostragens padronizadas.

Para complementar os dados de campo (Voss & Emmons 1996), entrevistas com funcionários do PECB (apenas pessoal com experiência em campo e hábeis na identificação de mamíferos) foram realizadas, solicitando aos entrevistados descrever quais espécies de mamíferos já haviam observado dentro da UC. Ainda para gerar uma lista mais completa, incluímos registros apresentados em bibliografia

publicada na forma de artigos científicos. Na lista de espécies foi seguida a nomenclatura apresentada em Paglia et al. (2012).

No programa R (R Development... 2011), com o pacote “vegan” (Oksanen et al. 2011) foram usadas as funções “specaccum” e “specpool”, respectivamente, para gerar a curva de acumulação de espécies e estimar o número de espécies. Para padronizar todos os tipos de amostragem, foi gerada uma matriz para cada metodologia com o número de dias de esforço em campo e o número de espécies registradas. Por fim, também foi gerada uma matriz com a combinação

de todas as metodologias (esforço em dias × espécies registradas em cada dia) (adaptada de Norris et al. 2012).

Resultados

Foi obtida uma lista com 53 espécies de mamíferos silvestres não voadores para o PECB (Tabela 1).

Apesar de espécies domésticas terem sido observadas no PECB, como gatos (*Felis silvestris catus* Linnaeus, 1758) próximo a sede, cães (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758) próximo a sede e

Tabela 1. Lista dos mamíferos não voadores registrados no Parque Estadual Carlos Botelho, entre 2004 e 2012.

Table 1. Non-volant mammals recorded in Carlos Botelho State Park, between 2004 and 2012.

| Ordem Família | Espécie | Forma de registro | Ameaça ¹ | | |
|------------------|--|--------------------|---------------------|----|----|
| | | | SP | BR | GI |
| Artiodactyla | | | | | |
| Cervidae | <i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777) | B | VU | LC | DD |
| | <i>Mazama bororo</i> Duarte, 1996 | B* | VU | DD | VU |
| | <i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fisher, 1814) | V, B | LC | LC | LC |
| Tayassuidae | <i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758) | P, F*, B | NT | LC | LC |
| Carnivora | | | | | |
| Canidae | <i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766) | P, F*, B | LC | LC | LC |
| | <i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842) | B | DD | DD | NT |
| Felidae | <i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758) | P, F, F*, B | VU | VU | LC |
| | <i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775) | B | VU | VU | VU |
| | <i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821) | F*, B | EN | VU | NT |
| | <i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758) | P, B | CR | VU | NT |
| | <i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771) | P, F, Fe, B | VU | VU | LC |
| Mustelidae | <i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803) | B | LC | LC | LC |
| | <i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758) | C, P, F, F*, B | LC | LC | LC |
| | <i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782) | P, B | DD | LC | LC |
| Procyonidae | <i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818) | P, Fe | NT | LC | DD |
| | <i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766) | C, F*, V, B | LC | LC | LC |
| | <i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798) | P, F, F*, B | LC | LC | LC |
| Cingulata | | | | | |
| Dasypodidae | <i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804) | P, F, B | DD | DD | LC |
| | <i>Dasytus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758) | B | LC | LC | LC |
| | <i>Dasytus septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758) | V | LC | LC | LC |
| Didelphimorphia | | | | | |
| Didelphidae | <i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840 | B | LC | LC | LC |
| | <i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826) | F, F*, V, Lt, B | LC | LC | LC |
| | <i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780) | B | NT | LC | LC |
| | <i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842) | Pf | LC | LC | LC |
| | <i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840) ² | LC, Pf | NT | LC | LC |
| | <i>Metachirus nudicaudatus</i> (Desmarest, 1817) | V, F, Lt, B | NT | LC | LC |
| | <i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776) | Pf | NT | DD | LC |
| | <i>Monodelphis scalops</i> (Thomas, 1888) ² | Pf, B | NT | DD | LC |
| | <i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818) ² | C, F, B, Lt, Pf, B | LC | LC | LC |
| | Lagomorpha | | | | |
| Leporidae | <i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778) | B | X | X | LC |
| | <i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758) | Fe | LC | LC | LC |

Forma de registro: B = dados bibliográficos a partir de Beisiegel (2009, 2010), onde foi usada unicamente a amostragem com armadilhas fotográficas; B* = fonte Duarte et al. (2012), identificação por meio de DNA fecal (A. Vogliotti com. pess.); C = visual em censo diurno, Ca = carroiro; E = apenas por entrevista, F = armadilha fotográfica sem isca, F* = armadilha fotográfica com isca, Fe = fezes, Lt = live trap, P = pegada, Pf = pitfall, V = visual fora de censo, Vo = vocalização. ¹Dados regionais (estado de São Paulo – SP) a partir de Bressan et al. (2009). Dados do Brasil (BR) de Chiarello et al. (2008), e dados globais (GI) a partir de IUCN (International... 2011). CR = Criticamente em Perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada, LC = De Menor Risco, DD = Dados deficientes, X = exótica. ²Espécies com espécime testemunho depositado na Coleção de Mamíferos da UFES. ³A espécie é considerada como *Sciurus aestuans* na lista da IUCN (International... 2011).

Tabela 1. Continuação...

| Ordem Família | Espécie | Forma de registro | Ameaça ¹ | | |
|------------------|--|-------------------------------|---------------------|----|----|
| | | | SP | BR | GI |
| Perissodactyla | | | | | |
| Tapiridae | <i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | P, Fe, V, Vo, F, F*, C, Ca, B | VU | LC | VU |
| Pilosa | | | | | |
| Myrmecophagidae | <i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758 | P, B | VU | VU | VU |
| | <i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758) | E | LC | LC | LC |
| Primates | | | | | |
| Atelidae | <i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812) | C, V, Vo | NT | LC | LC |
| | <i>Brachyteles arachnoides</i> (É.Geoffroy, 1806) | C, V, Vo | EN | EN | EN |
| Cebidae | <i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809) | C, V, Vo | NT | LC | NT |
| Rodentia | | | | | |
| Cavidae | <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766) | E | LC | LC | LC |
| Cricetidae | <i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887) ² | Lt | LC | LC | LC |
| | <i>Akodon montensis</i> Thomas, 1913 ² | Lt, Pf | LC | LC | LC |
| | <i>Brucepattersonius</i> sp. Thomas, 1896 ² | Pf | | | |
| | <i>Delomys sublineatus</i> (Thomas, 1903) ² | Pf | NT | LC | LC |
| | <i>Euryoryzomys russatus</i> (Wagner, 1848) ² | Lt, Pf | VU | LC | LC |
| | <i>Juliomys</i> sp. González, 2000 | Pf | | | |
| | <i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841) ² | Lt, Pf | LC | LC | LC |
| | <i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827) | F* | LC | LC | LC |
| | <i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818) ² | Pf | LC | LC | LC |
| | <i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1829) ² | Lt, Pf | VU | LC | LC |
| Cuniculidae | <i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766) | P, F, F*, B | NT | LC | LC |
| Dasyproctidae | <i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823 | C, V, B | LC | LC | DD |
| Echimyidae | <i>Trinomys iheringi</i> (Thomas, 1911) ² | F, F*, Lt | LC | LC | LC |
| Erethizontidae | <i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823) | C | LC | LC | LC |
| Sciuridae | <i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901) ³ | V, C, F, F*, B | LC | LC | LC |

Forma de registro: B = dados bibliográficos a partir de Beisiegel (2009, 2010), onde foi usada unicamente a amostragem com armadilhas fotográficas; B* = fonte Duarte et al. (2012), identificação por meio de DNA fecal (A. Vogliotti com. pess.); C = visual em censo diurno, Ca = carreiro; E = apenas por entrevista, F = armadilha fotográfica sem isca, F* = armadilha fotográfica com isca, Fe = fezes, Lt = live trap, P = pegada, Pf = pitfall, V = visual fora de censo, Vo = vocalização. ¹Dados regionais (estado de São Paulo – SP) a partir de Bressan et al. (2009). Dados do Brasil (BR) de Chiarello et al. (2008), e dados globais (GI) a partir de IUCN (International... 2011). CR = Criticamente em Perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada, LC = De Menor Risco, DD = Dados deficientes, X = exótica. ²Espécies com espécime testemunho depositado na Coleção de Mamíferos da UFES. ³A espécie é considerada como *Sciurus aestuans* na lista da IUCN (International... 2011).

em trilhas, e muares (*Equus* sp. Linnaeus, 1758) provenientes de apreensão junto a palmeiros, não foram contabilizadas na lista de espécies, já que não se tratavam de animais asselvajados. Assim, a única espécie exótica considerada na lista foi a lebre-europeia (*Lepus europaeus*), por se tratar de animais verdadeiramente selvagens.

Das espécies registradas destacam-se predadores de topo como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a suçuarana (*Puma concolor*), grandes ungulados como a anta (*Tapirus terrestris*) e o cateto (*Pecari tajacu*), e espécies raras e ameaçadas como o mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*).

A ordem com maior número de registros foi Rodentia com 16, seguida por Carnivora e Didelphimorphia com 13 e nove espécies confirmadas, respectivamente. Para o estado de São Paulo, 12 espécies encontram-se sob algum grau de ameaça, 11 são consideradas quase ameaçadas, e mais três com dados deficientes. Em nível nacional, sete estão classificadas como ameaçadas, e quatro espécies encontram-se com dados deficientes. Globalmente, cinco espécies estão ameaçadas, quatro estão quase ameaçadas e para três espécies constam dados deficientes.

Da lista de espécies obtida, 44 foram registradas em nosso esforço amostral, e nove espécies confirmadas apenas por meio de dados

bibliográficos. Das 44 amostradas nesse estudo, 21 já haviam sido registradas (ver Beisiegel 2009, 2010), e 23 são exclusivas. Em nosso esforço, 24 espécies foram detectadas unicamente por meios diretos (visuais *ad libitum*, em censos diurnos, armadilhas fotográficas e capturas), cinco somente por meios indiretos (fezes ou pegadas), e 13 espécies registradas direta e indiretamente. Duas espécies foram registradas somente por entrevistas.

Dos métodos padronizados para amostragem (censos, armadilhas fotográficas, armadilhas de queda e captura viva), houve um maior registro de espécies por meio de armadilhas fotográficas (Tabela 2). Contudo, mais espécies foram contabilizadas utilizando-se vestígios e observações *ad libitum* combinados, e um número maior de espécies obteve registro exclusivamente por estes meios (Tabela 2). Considerando as metodologias mais sensíveis a espécies de pequeno porte (<1 kg), um número muito semelhante de espécies foi detectado, sendo 13 e 11, respectivamente para armadilhas de queda e captura viva, mas com maior número de espécies exclusivas para a primeira metodologia (Tabela 2). De todas as espécies registradas em campo, 17 tiveram registro por uma única metodologia, o que representa 40% do total.

As curvas de acumulação de espécies mostraram haver diferenças na estabilização dos diferentes métodos (Figura 2a-e), indicando

Tabela 2. Número de espécies registradas em campo por este estudo no PECB, através de cada metodologia e número de espécies esperadas.

Table 2. Number of species recorded in field by this study at CBSP, through each method and extrapolated species richness.

| Metodologia | Número de espécies | | |
|---|--------------------|------------|------------------------|
| | Registradas | Exclusivas | Esperadas ¹ |
| Censo diurno | 10 | 1 | 15,9 ± 2,4 |
| Armadilha fotográfica | 18 | 2 | 22,9 ± 2,2 |
| Armadilha de queda | 13 | 6 | 15,9 ± 1,6 |
| Armadilha de captura viva | 11 | 1 | 12,9 ± 1,3 |
| Vestígios e visual <i>ad libitum</i> ² | 24 | 7 | 32,9 ± 2,8 |
| Todas técnicas juntas | 42 | - | 47,9 ± 2,4 |

¹Baseada em análise *Jackknife* de primeira ordem, ²Duas espécies registradas unicamente por observações *ad libitum* e cinco por vestígios

que o número de espécies registradas poderia aumentar no censo (Figura 2b), e em registros por meio de vestígios e observações *ad libitum* (Figura 2c). O número de espécies poderia aumentar em média 60% para o censo, e perto de 40% para registros com vestígios e visual *ad libitum* (Tabela 2). A tendência de acumulação apresentou-se mais estável nas demais metodologias (Figura 2a, d, e), havendo um incremento menor para registros de armadilhas fotográficas, de queda e captura viva, com base na extrapolação (Tabela 2). A combinação de todos os métodos mostrou uma curva amostral com maior estabilidade (Figura 2f), havendo a indicação de 48 espécies esperadas (47,9 ± 2,4; Tabela 2).

Discussão

A utilização das diferentes técnicas mostrou-se necessária, havendo quase metade das espécies registradas por uma única metodologia empregada em campo. Também houve maior estabilidade na curva amostral com a combinação das diferentes técnicas em relação esforço em dias (Figura 2f), com a extrapolação para quase 50 espécies esperadas (47,9 ± 2,4), o que fica muito próximo do total confirmado até o momento para o PECB (Tabela 1, dados de campo mais dados bibliográficos e entrevistas). Os dados provenientes de bibliografia também foram importantes, já que mesmo empregando diversas técnicas em campo, e por um longo período de amostragem, espécies raras ou crípticas podem apresentar falhas na sua detecção (González et al. 2009, Beisiegel 2010). Considerando apenas as metodologias mais sensíveis a médios e grandes mamíferos, as armadilhas fotográficas e vestígios foram mais eficientes do que o censo, como já demonstrado (Silveira et al. 2003, Norris et al. 2012), tanto em número de espécies, quanto em espécies com registros exclusivos para cada técnica. Para técnicas de amostragem voltadas para pequenos mamíferos, houve complementaridade entre *pitfall* e *live trap*, com espécies exclusivamente registradas por cada uma, o que reforça a importância da utilização de ambas na amostragem de mamíferos de pequeno porte (Santos-Filho et al. 2006, Caceres et al. 2011).

Os resultados obtidos demonstram o valor regional do PECB na manutenção de espécies silvestres, e preenchem informações sobre a presença de espécies em uma região extremamente importante de Mata Atlântica (Galetti et al. 2009, Ribeiro et al. 2009, Tabarelli et al. 2010, De Vivo et al. 2011). O número de espécies selvagens nativas anotadas dentro da UC (52, excluindo-se *Lepus europaeus*) corresponde a 41% do total de espécies de mamíferos terrestres não voadores encontrados no estado de São Paulo (127 espécies, sendo excluídas as ordens Chiroptera e Cetacea da lista apresentada em De Vivo et al. 2011). A criação de UC's tem sido apontada como

uma medida eficiente na manutenção de porções de habitat natural e conservação da biodiversidade, e também como modo de frear as pressões antrópicas (Bruner et al. 2001). Na Mata Atlântica, a importância de áreas protegidas é marcante, já que são as UC's que abrigam os maiores remanescentes (Ribeiro et al. 2009), e constituem áreas essenciais à conservação de diversos grupos (Silvano & Segallo 2005, Bencke et al. 2006, Galetti et al. 2009, Albuquerque et al. 2011). Considerando as recorrentes alterações na legislação ambiental para condições desfavoráveis, e a extensa fragmentação e redução de habitat existente nas áreas fora das UC's, estas adquirem importância ainda maior (Galetti et al. 2010, Tabarelli et al. 2010).

Em pequenos fragmentos (<500 ha) de Mata Atlântica tem sido observada uma redução substancial na riqueza de espécies de mamíferos (Chiarello 1999, Briani et al. 2001, Pardini et al. 2005, Abreu Junior & Köhler 2009, Silva Junior & Pontes 2008, Brocardo & Cândido-Junior 2012), enquanto fragmentos maiores (>500 ha) e áreas com maior conectividade retêm comunidades mastofaunísticas mais intactas (Chiarello 1999, Cullen-Junior et al. 2000, Pardini et al. 2005, Cherem et al. 2011, Brocardo & Cândido-Junior 2012, Norris et al. 2012). Estudos indicam que apenas grandes remanescentes florestais são capazes de manter populações viáveis de boa parte das espécies de mamíferos neste bioma (Chiarello 1999, 2000, Cullen-Junior et al. 2000).

Para espécies de pequeno porte, o número de espécies registradas está próximo do esperado para a formação florestal. Pardini et al. (2005), em estudo realizado em áreas de FOD do estado de São Paulo, registraram sete espécies de marsupiais e 13 de roedores. Para o PECB confirmou-se a ocorrência de nove marsupiais e 12 roedores de pequeno porte. Os pequenos mamíferos não voadores (roedores e marsupiais < 1 kg) constituem o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos das florestas Neotropicais, com quase 100 espécies descritas para a Mata Atlântica, das quais mais da metade (62 espécies) é endêmica deste bioma (Paglia et al. 2012). Conhecer a comunidade de marsupiais e pequenos roedores é de extrema importância, uma vez que exercem grande influência na dinâmica florestal além de serem considerados bons indicadores de qualidade de hábitat (Pardini & Umetsu 2006).

Em relação às espécies de médio e grande porte, no PECB praticamente todas cuja ocorrência é esperada para região estão presentes (Tabela 1). Nesse trabalho foram 34 espécies de tamanho médio ou grande (>1 kg), enquanto Norris et al. (2012) registraram 17 espécies, também trabalhando em uma área contínua de FOD (Núcleo de Caraguatatuba – Parque Estadual Serra do Mar, SP). Algumas ausências no PECB, podem ser atribuídas a própria limitação de distribuição natural das espécies, como é o caso da preguiça-de-três-dedos (*Bradypus variegatus*, Linnaeus 1758) e do tatu-canastra (*Priodontes maximus*, Kerr 1792) sem registros recentes no *Continuum* florestal da Serra do Paranapiacaba (Srbek-Araújo et al. 2009, Moraes-Barros et al. 2010), sendo provável que naturalmente não ocorram nas partes mais altas e frias. A falta de registros do tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*, Linnaeus 1758) e preá (*Cavia aperea*, Erxleben 1777) dentro do PECB, pode ser atribuída aos hábitos desses animais, que preferem áreas abertas e bordas florestais (Redford & Wetzel 1985, Asher et al. 2004, Pardini et al. 2005). Os esforços amostrais foram realizados, sobretudo, em áreas de mata fechada. Entretanto, mesmo assim registraram-se espécies mais relacionadas a formações abertas, como *Myrmecophaga tridactyla* (grande porte) e *Necromys lasiurus* (pequeno porte). Este último habita formações abertas e florestais do Cerrado (Bonvicino et al. 2008), onde é comumente uma das espécies de roedor mais abundante (Alho & Pereira 1985), mas também pode ser encontrado em regiões de Floresta Amazônica, Caatinga, Chaco e Mata Atlântica (Redford & Fonseca 1986, Bonvicino et al. 2008, este estudo). O tamanduá-

Brocardo, C.R. et al.

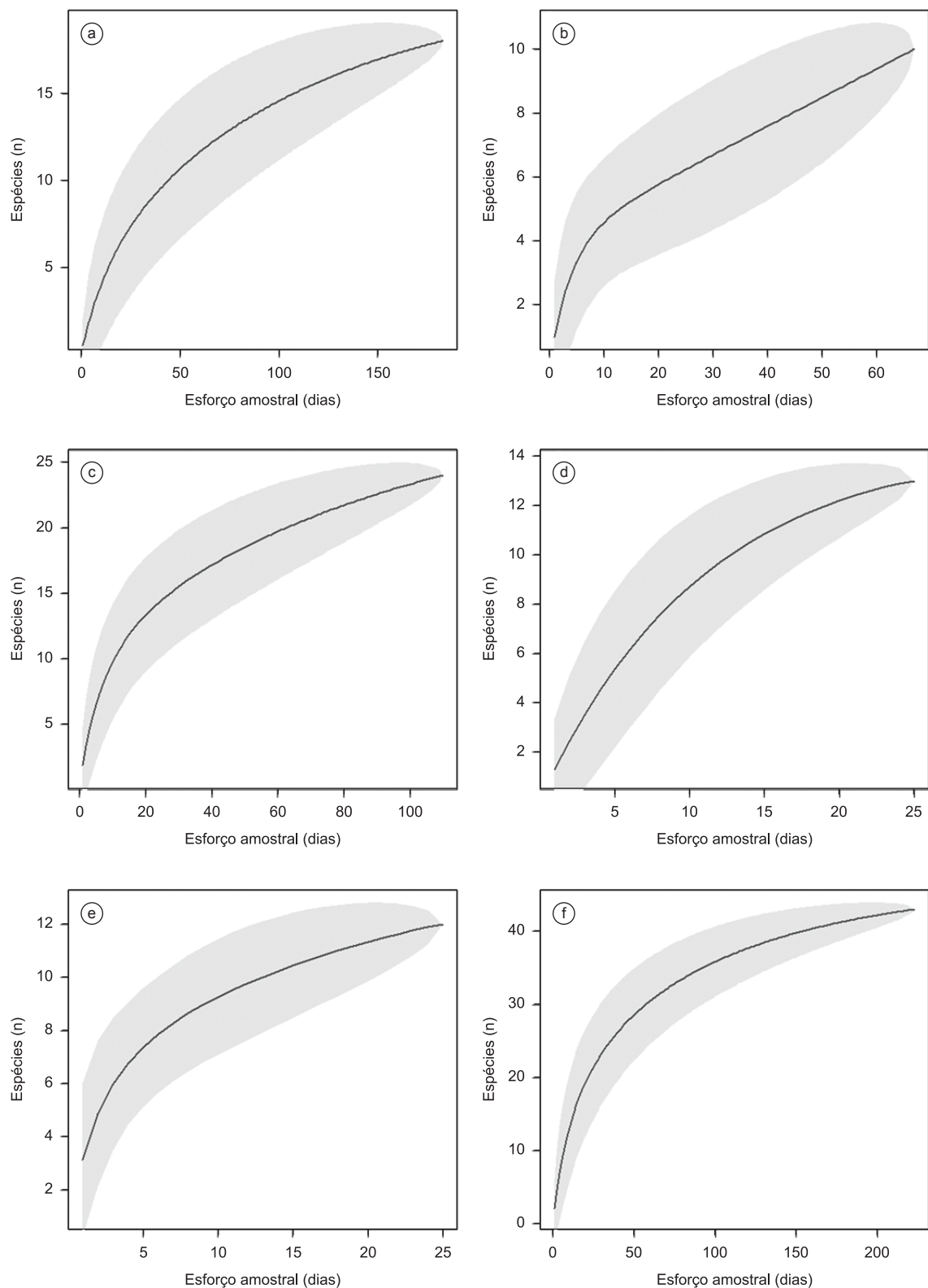


Figura 2. Curva de acumulação de espécies de mamíferos registradas através: a) de armadilhas fotográficas; b) de censos diurnos; c) do registro de vestígios e visualizações *ad libitum*; d) de armadilhas de queda (*pitfall*); e) de armadilhas de captura viva (*livetrap*); e f) da combinação de todas as metodologias de amostragem em campo. A área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%.

Figure 2. Species accumulation curve of mammals recorded through: a) camera-traps; b) diurnal census; c) track records and *ad libitum* visualizations; d) pitfalls; e) live traps; and f) combination of all field methods. The shaded area represents the 95% confidence interval.

bandeira (*M. tridactyla*) igualmente conta com registros anteriores na Mata Atlântica (Crespo 1982, Redford & Fonseca 1986, Moreira et al. 2008, Beisiegel 2009, 2010), contudo sua distribuição nesse bioma necessita de maiores informações (Moreira et al. 2008).

A ausência do registro de uma espécie em especial, o queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) é notável, e pode ser considerado indício de uma extinção local. A espécie é apontada como uma das mais vulneráveis no Neotrópico, sendo particularmente susceptível à caça (Peres 1996, Peres & Palacios 2007, Altrichter & Almeida 2002, Altrichter et al. 2012). Embora nossa amostragem se concentre na parte alta do PECB, é pouco provável que a espécie ocorra em outras áreas deste parque, já que a pressão de caça e a extração ilegal de palmito (*Euterpe edulis*) são maiores que no local amostrado. Beisiegel (2009, 2010) em 39 meses de monitoramento (de 2006 a 2009) por meio de armadilhas fotográficas (esforço de 5.715 armadilhas.dia), amostrando 78 pontos distribuídos em todo PECB, não obteve nenhum registro de *T. pecari*. Guardas-parque relataram o desaparecimento do queixada no fim da década 1980 para o PECB (Brocardo, C.R. com. pess.), e o mesmo foi relatado por guardas-parque para o Parque Estadual Intervales (Galetti, M. com. pess.). A espécie também é considerada extinta em outros grandes remanescentes de Mata Atlântica, como o Parque Estadual do Turvo (RS) e o Parque Nacional do Iguaçu (PR) (Kasper et al. 2007, Azevedo & Conforti 2008). A ausência de uma espécie-chave como o queixada (Beck 2005), deixa claro que mesmo grandes remanescentes e UC's podem falhar em manter espécies ameaçadas, se programas efetivos de geração alternativa de renda e fiscalização não forem adotados no entorno, para mitigar ações ilegais dentro das áreas protegidas (Carrillo et al. 2000, Bruner et al. 2001, Galetti et al. 2009, Fragoso et al. 2011).

Efetivamente existe um gradiente de defaunação dentro do PECB que se estende a outros grupos de médios e grandes mamíferos, sendo que na parte baixa (base de Sete Barras) espécies como mono-carvoeiro (*B. arachnoides*) não são avistadas a mais de 15 anos, e ungulados ocorrem em densidades muito inferiores em relação as partes mais altas e próximas a sede de São Miguel Arcanjo (Bueno, R. S. dados não publicados), e não se sabe qual o efeito deste gradiente nos pequenos mamíferos. A provável explicação para esse fato é que nas partes baixas, a maioria dos palmitos adultos (*Euterpe edulis*) já foi retirada, e a ação de caçadores, associados ou não a retirada de palmito, é mais frequente e intensa devido à fiscalização deficitária.

Mas apesar da provável extinção local de um ungulado, o PECB tem papel chave na conservação de outro Artiodactyla extremamente ameaçado, o veado-mateiro-pequeno (*Mazama bororo*), espécie restrita à porção sul da Mata Atlântica brasileira (Vogliotti & Duarte 2009), e recentemente confirmada para a UC (Duarte et al. 2012). Além disso, a presença de outras espécies ameaçadas em níveis regional, nacional e global, como é o caso da onça-pintada (*P. onca*) e do mono-carvoeiro (*B. arachnoides*), reforça o papel do PECB como área prioritária para conservação de mamíferos na Mata Atlântica (Galetti et al. 2009, Albuquerque et al. 2011), Unidade de Conservação de proteção Integral localizada na maior porção remanescente do bioma – o Contínuo florestal do Paranapiacaba.

Agradecimentos

Nós agradecemos à Fundação Florestal do Estado de São Paulo e ao diretor do Parque Estadual Carlos Botelho, Sr. José Luiz Camargo Maia, por autorizarem o desenvolvimento da pesquisa. Somos gratos também aos funcionários do PECB e a população do entorno, pela atenção, ajuda e informações. A UNESP, Sérgio Nazareth, Carlos F. Sanches e aos vários estagiários pelo apoio logístico. A VOGLIOTTI, A. pela comunicação pessoal. A DUDA,

R. pela identificação de *Monodelphis*. À Coleção de Mamíferos da UFES e a DALAPICOLLA, J. pelo tombamento dos espécimes testemunhos. Ao Instituto Butantan e a SILVA, M.J.J., DINIZO, C.B. e BANCI, K. pelas análises citogenéticas. Aos revisores pelas sugestões e comentários. Este artigo recebeu suporte da FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) através dos processos BIOTA-FAPESP 2001/10300-5 e BIOTA-FAPESP 2007/03392-6. CRB, RR e MG receberam bolsa do CNPq (Conselho Nacional para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico). RSB e LC receberam bolsa da FAPESP. As licenças de coleta foram fornecidas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, #31941 – 1).

Referências Bibliográficas

- ABREU JUNIOR, E.F. & KÖHLER, A. 2009. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. *Biota Neotrop.* 9(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn02109042009> (último acesso 10/01/2012).
- ALBUQUERQUE, F., ASSUNCAO-ALBUQUERQUE, M.J.T., GALVEZ-BRAVO, L., CAYUELA, L., RUEDA, M. & BENAYAS, J.M.R. 2011. Identification of critical areas for mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest Biosphere Reserve. *Nat. Conser.* 9:73-78. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2011.009>
- ALHO, C.J.R. & PEREIRA, L.A. 1985. Population ecology of a cerrado rodent community in central Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 45:597-607.
- ALTRICHTER, M. & ALMEIDA, R. 2002. Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Oryx* 36(2):126-132. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605302000194>
- ALTRICHTER, M., TABER, A., BECK, H., REYNA-HURTADO, R., LIZARRAGA, L., KEUROGHLIAN, A. & SANDERSON, E.W. 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx*. In press. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605311000421>
- ASHER, M., OLIVEIRA, E.S. & SACHSER, N. 2004. Social system and spatial organization of wild guinea pigs (*Cavia aperea*) in a natural population. *J. Mammal.* 85(4):788-796. <http://dx.doi.org/10.1644/BNS-012>
- AZEVEDO, F.C.C. & CONFORTI, V.R.A. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. *Mammalia* 72 (2):82-88.
- BECK, H. 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. In *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment* (P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme & S.B. Vander Wall, eds.). CABI Publishing, Wallingford, p.77-115. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851998060.0077>
- BECKER, M. & DALPONTE, J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Universidade de Brasília, Brasília, 180p.
- BEISIEGEL, B.M. 2009. First camera trap record of bush dog in the state of São Paulo, Brazil. *Canid news*, 12.5: http://www.canids.org/canidnews/12/Bush_dogs_in_Sao_Paulo.pdf (último acesso em 03/03/2010).
- BEISIEGEL, B.M. 2010. Variações sazonais e infra-anuais na amostragem de mamíferos terrestres por armadilhas fotográficas. In *Para que servem os inventários de fauna?* (L.B. Silveira, B.M. Beisiegel, F.F. Curcio, P.H. Valdujo, M. Dixo, V.K. Verdade, G.F.T. Mattox & P.T.M. Cunningham). *Estud. Av.* 24:173-207.
- BENCKE, G.A., MAURICIO, G.N., DEVELEY, P.F. & GOERCK, J.M. (eds.). 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: Parte I – Estados de domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, 494 p. PMID:16775559.
- BONVICINO, C.R., OLIVEIRA, J.A. & D'ANDREA, P.S. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS, Rio de Janeiro, 120p.

- BORGES, P.A.L. & TOMÁS, W.M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Embrapa, Corumbá, 148p.
- BRESSAN, P.G., KIERULFF, M.C.M. & SUGIEDA, A.M. (eds.). 2009. Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: vertebrados. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 645p.
- BRIANI, D.C., SANTORI, R.T., VIEIRA, M.V. & GOBBI, N. 2001. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua do interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Holos Environ.* 1(2):141-149.
- BRITO, D., OLIVEIRA, L.C., OPREA, M. & MELLO, M.A.R. 2009. An overview of Brazilian mammalogy: trends, biases and future directions. *Zoologia* 26:67-73.
- BROCARD, C.R. & CÂNDIDO-JUNIOR, J.F. 2012. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, Brasil. *Rev. Árvore* 36(2):301-310. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000200011>
- BROCARD, C.R., GONÇALVES, H.S., ZIPPARRO, V.B. & GALETTI, M. 2010. Predation of adult palms by black-capuchin monkeys (*Cebus nigritus*) in the Brazilian Atlantic forest. *Neotrop. Primates* 17:70-74. <http://dx.doi.org/10.1896/044.017.0205>
- BRUNER, A.G.; GULLISON, R.E.; RICE, R.E. & DA FONSECA, G.A.B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128. PMID:11141563. <http://dx.doi.org/10.1126/science.291.5501.125>
- CACERES, N.C., NÁPOLI, R.P. & HANNIBAL, W. 2011. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia* 75:45-52. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.2010.069>
- CARDILLO, M., MACE, G.M., JONES, K.E., BIELBY, J., BININDA-EMONDS, O.R.P., SECHREST, W., ORME C.D.L. & PURVIS, A. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309:1239-1241. PMID:16037416. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1116030>
- CARRILLO, E., WONG, G. & CUARÓN, A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv. Biol.* 14:1580-1591. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99103.x>
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R., SOBERÓN, J., SALAZAR, I. & FAY, J.P. 2005. Global mammal conservation: What must we manage? *Science* 309:603-606. PMID:16040704. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1114015>
- CHEREM, J.J., GRAIPEL, M.E., TORTATO, M., ALTHOFF, S., BRÜGGEMANN, F., MATOS, J., VOLTOLINI, J.C., FREITAS, R., ILLENSEER, R., HOFFMANN, F., GHIZONI-JUNIOR, I.R., BEVILACQUA, A., REINICKE, R., SALVADOR, C.H., FILIPPINI, A., FURNARI, N., ABATI, K., MORAES, M., MOREIRA, T., OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R., KUHNEN, V., MacCARINI, T., GOULART, F., MOZERLE, H., FANTACINI, F., DIAS, D., PENEDO-FERREIRA, R., VIEIRA, B.P. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2011. Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas* 24:73-84. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2011>
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89:71-82. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- CHIARELLO, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 14(6):1649-1657. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99071.x>
- CHIARELLO, A.G., AGUIAR, L.M.S., CERQUEIRA, R., MELO, F.R., RODRIGUES, F.H.G. & SILVA, V.M.F. 2008. Mamíferos. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Fundação Biodiversitas e MMA, Belo Horizonte, Brasília, 2v., p.681-874.
- COSTA, L.P., LEITE, Y.L.R., MENDES, S.L. & DITCHFIELD, A.D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19(3):672-679. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00666.x>
- CRESPO, J.A. 1982. Ecología de la comunidad de mamíferos del Parque Nacional Iguazu, Misiones. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia Inst. Nac. Investig. Cienc. Nat.* 3(2):46-162.
- CULLEN JUNIOR, L., BODMER, R.E. & PÁDUA, C.V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. *Biol. Conserv.* 95:49-56. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00011-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00011-2)
- CULLEN JUNIOR, L. & RUDRAN, R. 2006. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In Método de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida silvestre (L. Cullen-Junior, R. Rudran & C. Valladares-Pádua, eds.). 2. ed. Ed. UFPR, Curitiba, p.169-179.
- DE VIVO, M., CARMIGNOTTO, A.P., GREGORIN, R., HINGST-ZAHER, E., IACK-XIMENES, G.E., MIRETZKI, M., PERCEQUILLO, A.R., ROLLO, M.M., ROSSI, R.V. & TADDEI, V.A. 2011. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0071101a2011> (último acesso 02/02/2012).
- DUARTE, J.M.B., VOGLIOTTI, A., ZANETTI, E.S., OLIVEIRA, M.L., TIEPOLO, L.M., RODRIGUES, L.F. & ALMEIDA, L.B. 2012. Avaliação do Risco de Extinção do veado-mateiro-pequeno *Mazama bororo* Duarte, 1996, no Brasil. *Biodiver. Bras.* 3:42-49.
- FONSECA, G.A.B., HERRMANN, G., LEITE, Y.L.R., MITTERMEIER, R.A., RYLANDS, A.B. & PATTON, J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occas. Pap. Conserv. Biol.* 4:1-38.
- FRAGOSO, R.O., DELGADO, L.E.S. & LOPES, L.M. 2011. Aspectos da atividade de caça no Parque Nacional do Iguazu, Paraná. *Rev. Biol. Neotrop.* 8(1):41-52.
- GALETTI, M., GIACOMINI, H.C., BUENO, R.S., BERNARDO, C.S.S., MARQUES, R.M., BOVENDORP, R.S., STEFFLER, C.E., RUBIM, P., GOBBO, S.K., DONATTI, C.I., BEGOTTI, R.A., MEIRELLES, F., NOBRE, R.A., CHIARELLO, A.G. & PERES, C.A. 2009. Priority areas for conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142:1229-1241 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.023>
- GALETTI, M., PARDINI, R., DUARTE, J.M.B., SILVA, V.M.F., ROSSI, A. & PERES, C.A. 2010. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. *Biota Neotrop.* 10(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00710042010> (último acesso 20/12/2011).
- GONZÁLEZ, S., MALDONADO, J.E., ORTEGA, J., TALARICO, A.C., BIDEGARAY-BATISTA, L., GARCIA, J.E. & DUARTE, J.M.B. 2009. Identification of the endangered small red brocket deer (*Mazama bororo*) using noninvasive genetic techniques (Mammalia; Cervidae). *Mol. Ecol. Resour.* 9:754-758. PMID:21564736. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-0998.2008.02390.x>
- GURD, D.B.; NUDDS, T.D. & RIVARD, D.H. 2001. Conservation of mammals in eastern north american wildlife reserves: How small is too small? *Conserv. Biol.* 15(5):1355-1363. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00188.x>
- HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *J. Trop. Ecol.* 21:133-145. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646740400207X>
- INSTITUTO FLORESTAL. 2008. Parque Estadual Carlos Botelho: plano de manejo. Instituto Florestal, São Paulo. CD-rom.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <http://www.iucnredlist.org>. (último acesso 01/02/2012).
- KASPER, C.B., MAZIM, F.D., SOARES, J.B.G., DE OLIVEIRA, T.G. & FABIÁN, M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 24:1087-1100. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000400028>
- LIMA, R.A.F., DITTRICH, V.A.O., SOUZA, V.C., SALINO, A., BREIER, T.B. & AGUIAR, O. T. 2011. Flora vascular do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/pt/abstract?inventory+bn01211042011>. (último acesso 26/01/2012)

- MORAES-BARROS, N., GIORGI, A.P., SILVA, S. & MORGANTE, J.S. 2010. Reevaluation of the Geographical Distribution of *Bradypus tridactylus* Linnaeus, 1758 and *B. variegatus* Schinz, 1825. *Edentata* 11(1):53-61. <http://dx.doi.org/10.1896/020.011.0110>
- MOREIRA, D.O., COUTINHO, B.R. & MENDES, S.L. 2008. O status do conhecimento sobre a fauna de mamíferos do Espírito Santo baseado em registros de museus e literatura científica. *Biota Neotrop.* 8(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?thematic-review+bn02108022008> (último acesso 25/09/2012).
- NORRIS, D., RAMÍREZ, J.M., ZACCHI, C. & GALETTI, M. 2012. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. *Biota Neotrop.* 12(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n2/en/abstract?inventory+bn00312022012>. (último acesso 25/07/2012).
- OKSANEN, J., GUILLAUME BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2011. Vegan: Community Ecology Package. version 1.17-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (último acesso em 15/07/2012).
- PARDINI, R., SOUZA, S.M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammals abundance diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biol. Conserv.* 124:253-266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>
- PARDINI, R. & UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00606022006>. (último acesso 20/02/2012).
- PERES, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. *Biol. Conserv.* 77:115-123. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00010-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(96)00010-9)
- PERES, C.A. 1999. General guidelines for standardizing line transect surveys of tropical forest primates. *Neotrop. Primates* 7(1):11-16.
- PERES, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conserv. Biol.* 14(1):240-253. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x>
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39(3):304-315. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R version 2.15.0: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (último acesso em 20/06/2012).
- REDFORD, K.H. & WETZEL, R.M. 1985. *Euphractus sexcinctus*. *Mamm. species* 252:1-4. <http://dx.doi.org/10.2307/3503786>
- REDFORD, K.H. & FONSECA, G.A.B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18(2):126-135. <http://dx.doi.org/10.2307/2388755>
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142:1141-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- SANTOS-FILHO, M., DA SILVA, D.J. & SANAIOTTI, T.M. 2006. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozool. Neotrop.* 13(2):217-225.
- SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 21:121-125. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467404001956>
- SRBEK-ARAUJO, A.C., SCOSS, L.M., HIRSCH, A. & CHIARELLO, A.G. 2009. Records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata:Dasyopodidae) in the Atlantic Forest: are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species? *Zoologia* 26(3):461-468
- SILVA JUNIOR, A.P. & PONTES, A.R.M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17:1455-1464. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9353-0>
- SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2005. Conservation of Brazilian amphibians. *Conserv. Biol.* 19(3):653-658. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00681.x>
- SILVEIRA, L., JÁCOMO, A.T.A. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114:351-355. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- TABARELLI, M., AGUIAR, A.V., RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P. & PERES, C.A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143:2328-2340. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- VOGLIOTTI, A. & DUARTE, J.M.B. 2009. Discovery of first wild population of the small red brocket deer (*Mazama bororo*) (Artiodactyla: Cervidae). *Mastozool. Neotrop.* 16(2):499-503.
- VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, New York, 115p.

Recebido em 01/03/2012

Versão reformulada recebida em 03/10/2012

Publicado em 26/12/2012

Apêndice

Apêndice 1. Espécimes testemunho coletados no Parque Estadual Carlos Botelho, município de São Miguel Arcanjo, estado de São Paulo entre maio de 2011 e janeiro de 2012, e depositados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

| Nº de tombo UFES | Gênero | Epíteto específico | Coletor | Nº do coletor | Nº cromossômico (Diplóide) | Preparação | Sexo |
|------------------|--------------------------|--------------------|---------------|---------------|----------------------------|---------------------------------|------|
| 2214 | <i>Monodelphis</i> | <i>scalops</i> | Raisa Rodarte | 58 | 18 | espécime inteiro (ETOH) | F |
| 2215 | <i>Marmosops</i> | <i>incanus</i> | Raisa Rodarte | MARS 27 | 14 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2216 | <i>Philander</i> | <i>frenatus</i> | Raisa Rodarte | MARS 26 | 22 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2217 | <i>Akodon</i> | <i>cursor</i> | Raisa Rodarte | ROD 165 | 14 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2218 | <i>Akodon</i> | <i>montensis</i> | Raisa Rodarte | ROD 169 | 25 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2219 | <i>Akodon</i> | <i>montensis</i> | Raisa Rodarte | ROD 157 | 24 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2220 | <i>Akodon</i> | <i>montensis</i> | Raisa Rodarte | ROD 194 | 24 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2221 | <i>Brucepartersonius</i> | sp. | Raisa Rodarte | ROD 155 | 52 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2222 | <i>Delomys</i> | <i>sublineatus</i> | Raisa Rodarte | ROD 168 | 72 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2223 | <i>Delomys</i> | <i>sublineatus</i> | Raisa Rodarte | ROD 162 | 72 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2224 | <i>Euryoryzomys</i> | <i>russatus</i> | Raisa Rodarte | ROD 159 | 80 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2225 | <i>Necromys</i> | <i>lasiurus</i> | Raisa Rodarte | ROD 161 | 34 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2226 | <i>Oligoryzomys</i> | <i>nigripes</i> | Raisa Rodarte | ROD 164 | 62 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2227 | <i>Oligoryzomys</i> | <i>nigripes</i> | Raisa Rodarte | ROD 160 | 62 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2228 | <i>Thaptomys</i> | <i>nigrita</i> | Raisa Rodarte | ROD 158 | 52 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2229 | <i>Thaptomys</i> | <i>nigrita</i> | Raisa Rodarte | ROD 163 | 52 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2230 | <i>Trinomys</i> | <i>iheringi</i> | Raisa Rodarte | ROD 156 | 63 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2231 | <i>Trinomys</i> | <i>iheringi</i> | Raisa Rodarte | ROD 166 | 64 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |
| 2232 | <i>Trinomys</i> | <i>iheringi</i> | Raisa Rodarte | 37 | 64 | pele; crânio; esqueleto parcial | F |
| 2233 | <i>Trinomys</i> | <i>iheringi</i> | Raisa Rodarte | ROD 167 | 63 | pele; crânio; esqueleto parcial | M |