

# Mamíferos do Brasil: genética, sistemática, ecologia e conservação. Vol. II

Organização:  
Thales R.O. de Freitas  
Emerson M. Vieira



Sociedade  
Brasileira de  
Mastozoologia



O Brasil é reconhecidamente um dos países de megadiversidade de mamíferos do mundo, abrangendo cerca de 12% de todas as espécies desse grupo existentes no nosso planeta, distribuídas em 12 Ordens e 50 Famílias. Dentre as espécies que ocorrem no País, 210 (30% do total) são exclusivas do território brasileiro.

Esses números não só indicam a importância do País para a conservação mundial desses animais como também trazem para a mastozoologia brasileira a responsabilidade de produzir e disseminar conhecimento científico de qualidade sobre um grupo carismático, bastante ameaçado pela ação antrópica e importante componente dos ecossistemas naturais.

O próprio aumento no número de espécies reconhecidas para o Brasil nos últimos 15 anos já é um indicativo da resposta que vem sendo dada pelos pesquisadores do País a esse desafio de gerar conhecimento científico de qualidade sobre os mamíferos. Na publicação pioneira de Fonseca e colaboradores (Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 1996), houve a indicação de 524 espécies brasileiras de mamíferos. Na compilação mais recente, de 2012, esse número passou para 701, o que representa um aumento de quase 34% em 16 anos (Paglia *et al.*, Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2ª ed., 2012).

Visando contribuir para essa produção de conhecimento científico de qualidade sobre mamíferos, há alguns anos atrás nós organizamos uma publicação que reunia estudos científicos inéditos sobre vários aspectos da biologia do grupo, intitulada Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação. Esse livro, publicado em 2006, contou com a participação de vários mastozoólogos brasileiros de destaque. A nossa intenção, com o mesmo, era contribuir para a produção e divulgação da informação científica para um público mais amplo, incluindo alunos de graduação e não-acadêmicos interessados em mastozoologia, além é claro dos pesquisadores especialistas na área. Como o próprio título dessa publicação indicava, pretendíamos divulgar trabalhos científicos que enfocassem aspectos distintos da biologia do grupo.

Com a presente publicação, passados seis anos desde o lançamento do primeiro volume, estamos dando continuidade a esse esforço de contribuir com a produção e divulgação de conhecimento científico de qualidade referente aos mamíferos. Essa obra é composta por 13 capítulos, elaborados por autores pertencentes a grupos de pesquisa oriundos de 17 instituições localizadas nas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste do País. Seus trabalhos enfocam temas distintos e igualmente relevantes para a mastozoologia, como diversidade filogenética (Loyola *et al.*, Silva *et al.*), variações morfológicas (Abreu-Junior *et al.*, Pereira & Geise, Vivo & Carmignotto), uso do espaço (Rocha *et al.*), genética de populações (Freitas *et al.*) e interações ecológicas (Sette & Aguiar, Raíces & Bergallo); além de questões relacionadas à distribuição e conservação tanto de grupos taxonômicos específicos quanto de mamíferos em geral (Bernard *et al.*, Cáceres *et al.*, Ribeiro & Vieira, Paise *et al.*).

Gostaríamos de agradecer aos autores dos diversos capítulos, pelo esforço na elaboração e revisão dos mesmos. Somos gratos também aos revisores *ad hoc* dos capítulos, cuja colaboração contribuiu bastante para a qualidade dos trabalhos. Finalmente, tivemos o incondicional apoio da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, sem o qual a publicação do livro não teria sido possível.

Thales R. O. Freitas

## LISTA DE AUTORES

ADRIANO P. PAGLIA

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Belo Horizonte, MG, Brasil ,

ALEXANDRE REIS PERCEQUILLO

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Departamento de Ciências Biológicas, Piracicaba, SP, Brasil

ANA PAULA CARMIGNOTTO

Universidade Federal de São Carlos, Campus de Sorocaba. Sorocaba, SP, Brasil.

ARIOVALDO P. CRUZ-NETO

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Rio Claro, Rio Claro, SP, Brasil.

BÁRBARA ZIMBRES

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia. Brasília, DF, Brasil.

CARLA MARTINS LOPES

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências Departamento de Genética, Porto Alegre, RS, Brasil

CLARISSE REZENDE ROCHA

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia. Brasília, DF, Brasil.

CLÁUDIA RENATA JORGE-RODRIGUES

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

DANIEL BRITO

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Brasília, DF, Brasil.

DANIEL SANTANA LORENZO RAÍCES

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

EDSON FIEDLER DE ABREU-JUNIOR

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

ELISANDRA DE ALMEIDA CHIQUITO

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

EMERSON M. VIEIRA

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Brasília, DF, Brasil.

ENRICO BERNARD

Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Recife, PE, Brasil.

FRANCESCO DELLA-FLORA

Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Departamento de Biologia, Santa Maria, RS, Brasil

FREDERICO AUGUSTO MARTINS VALTUILLE FALEIRO

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil

GABRIELA PAISE

Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Campinas, SP, Brasil.

GERUZA LEAL MELO

Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Departamento de Biologia, Santa Maria, RS, Brasil

GUSTAVO SIMÕES LIBARDI

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

HELENA DE GODOY BERGALLO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ISADORA DE MIRANDA E SOUZA SETTE

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Brasília, DF, Brasil.

JADER MARINHO-FILHO

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Brasília, DF, Brasil.

JOAQUIM TRINDADE-FILHO

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil

JONAS SPONCHIADO

Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Departamento de Biologia, Santa Maria, RS, Brasil

JOYCE RODRIGUES DO PRADO

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

JULIANA F. RIBEIRO

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Brasília, DF, Brasil.

LENA GEISE

Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

LEONORA PIRES COSTA

Universidade Federal do Espírito, Departamento de Ciências Biológicas, Vitória, ES, Brasil

LUCIANA GUEDES PEREIRA

Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

LUDMILLA M. S. AGUIAR

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Brasília, DF, Brasil.

MARCUS VINICIUS CIANCIARUSO

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil

MARIELLE PORTUGAL LAMBERTI SILVA

Universidade Federal do Espírito, Departamento de Ciências Biológicas, Vitória, ES, Brasil

MÁRIO DE VIVO

Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, Mastozoologia, São Paulo, SP, Brasil.

MONIK OPREA

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiania, GO , Brasil.

NILTON CARLOS CÁCERES

Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Departamento de Biologia, Santa Maria, RS, Brasil

PAMELLA GUSMÃO DE GÓES BRENNAND

Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Piracicaba, SP, Brasil

PAULO INÁCIO PRADO

Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil.

PRISCILA LEMES

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiania, GO , Brasil.

RAFAEL DIAS LOYOLA

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil.

RENATO GREGORIN

Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil

RICARDO BOMFIM MACHADO

Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Brasília, DF, Brasil.

RODRIGO ASSIS DE CARVALHO

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil

SIMONE SOUSA FREITAS XIMENES

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências Departamento de Genética, Porto Alegre, RS, Brasil

THALES RENATO OCHOTORENA DE FREITAS

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências Departamento de Genética, Porto Alegre, RS, Brasil

VALÉRIA C. TAVARES

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Belo Horizonte, MG, Brasil.

YURI LUIZ REIS LEITE

Universidade Federal do Espírito, Departamento de Ciências Biológicas, Vitória, ES, Brasil

**EFEITOS DA CONSERVAÇÃO E DA DISTÂNCIA GEOGRÁFICA  
SOBRE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS  
DO CERRADO E PANTANAL NO OESTE DO BRASIL**

*Nilton Carlos Cáceres  
Jonas Sponchiado  
Franchesco Della-Flora  
Geruza Leal Melo*

## INTRODUÇÃO

O Brasil é um país megadiverso, com 688 espécies catalogadas, sendo a fauna de mamíferos do país correspondente à aproximadamente 13% da fauna mundial (Reeder *et al.*, 2007; Reis *et al.*, 2011). Dentre esses, destacam-se os pequenos mamíferos não-voadores com aproximadamente 250 espécies, representados principalmente pelas famílias Didelphidae (marsupiais), Cricetidae e Echimyidae (roedores). Em parte, esses números são notáveis devido à presença no país de ricas formações vegetais. Os biomas que mais se destacam são a Floresta Amazônica, a Floresta Atlântica e o Cerrado, que ocupam a maior parte do território brasileiro e abrigam a maioria das espécies de mamíferos (Eisenberg e Redford, 1999; Emmons e Feer, 1997; Fonseca *et al.*, 1996; Reis *et al.*, 2011). Diante da ampla diversidade de pequenos mamíferos, é importante avaliar os fatores que governam a distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais, visto que, para este grupo, podem-se encontrar tanto espécies com ampla distribuição quanto espécies de distribuição restrita (Danell e Aava-Olsson, 2002; Fonseca *et al.*, 1996), ou ainda espécies generalistas e especialistas quanto ao uso do habitat (Morris, 1996; Seamon e Adler, 1996; Yahnke, 2006).

A fragmentação e a perda de habitat, intensas na Floresta Atlântica, mas que também têm se tornado pronunciadas nas últimas décadas no Cerrado (Myers *et al.*, 2000), podem afetar a habilidade de dispersão das espécies de pequenos mamíferos ao longo da paisagem. Para algumas espécies, a matriz de área aberta pode funcionar como barreira aos seus movimentos de dispersão (Pires *et al.*, 2002; Prevedello e Vieira, 2009), podendo acarretar na extinção local de algumas espécies mais sensíveis devido ao isolamento de suas populações (Burkey, 1989; Soulé *et al.*, 1992). Em consequência, pode ocorrer o empobrecimento das comunidades em regiões alteradas, permanecendo apenas aquelas espécies mais generalistas e tolerantes aos processos de antropização na paisagem (Pardini *et al.*, 2010). Pouco se sabe sobre como ocorre a perda de espécies de pequenos mamíferos em comunidades alteradas e, portanto, estudos sobre esse tema se mostram importantes para entender o processo de perda de diversidade em comunidades afetadas pela fragmentação (Araújo *et al.*, 2009; Bascompte *et al.*, 2003; Cáceres *et al.*, 2010; Joppa *et al.*, 2010). Assim, analisar o modo como ocorre a perda de espécies em comunidades de mamíferos de áreas com diferentes níveis de conservação poderá ajudar a melhor compreender as dinâmicas desses animais na paisagem.

Por outro lado, a mudança nas características ambientais ao longo do espaço geográfico pode atuar naturalmente como um fator limitante na distribuição de espécies, determinando um gradiente de substituição de espécies. É bem conhecido que a similaridade das comunidades ecológicas decai com a distância geográfica (Nekola e White, 1999; Poulin, 2003; Steinitz *et al.*, 2006), mas essa propriedade das comunidades não tem sido estudada para muitos grupos animais ou vegetais, e mesmo em regiões complexas ou ecotonais onde as interações entre comunidades e o meio podem suportar padrões divergentes (Soininen *et al.*, 2007; Tuomisto *et al.*, 2003). Fatores ecológicos, como a perturbação ambiental, influenciam na dinâmica das comunidades ao longo desses gradientes geográficos. Como exemplo, Lu *et al.* (2009) verificaram que com o aumento da perturbação antrópica, algumas comunidades tendem a ser mais similares no espaço geográfico.

Nesse contexto, escolhemos o estado do Mato Grosso do Sul para a realização deste estudo, devido à sua grande complexidade em termos de vegetação, sendo a maior parte de seu território ocupada por áreas de Cerrado e Pantanal, mas com enclaves de florestas estacionais de influência atlântica ao sul e amazônica ao noroeste (Veloso *et al.*, 1991). Além disso, como na maior parte do país, essa região tem sofrido com a perda acelerada da vegetação nativa devido à fragmentação (Mittermeier *et al.*, 1999), embora haja ali um gradiente de conservação no sentido leste-oeste (Mantovani e Pereira, 1998). Portanto, em áreas tão heterogêneas, sob influências biogeográficas oriundas de diferentes vegetações e diferentes níveis de antropização, a distribuição local das espécies, particularmente de pequenos mamíferos, pode estar relacionada a fatores tais como vegetação predominante (Lacher e Alho, 2001; Cáceres *et al.*, 2011), espaço geográfico e o poder de dispersão das espécies (Nekola e White, 1999) e grau de conservação (Lu *et al.* 2009; Pardini *et al.* 2010).

Assim, este estudo tem por objetivo geral analisar os padrões de distribuição das espécies de pequenos mamíferos em áreas de vegetações de Cerrado e Pantanal no estado Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. Especificamente, objetivam-se verificar i) se comunidades presentes em áreas mais degradadas são um subconjunto daquelas comunidades presentes em localidades com maior grau de conservação, representando um padrão direcional de perda de espécies, e ii) se a similaridade na composição de espécies entre pares de localidades decresce com o aumento da distância geográfica.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Áreas de estudo

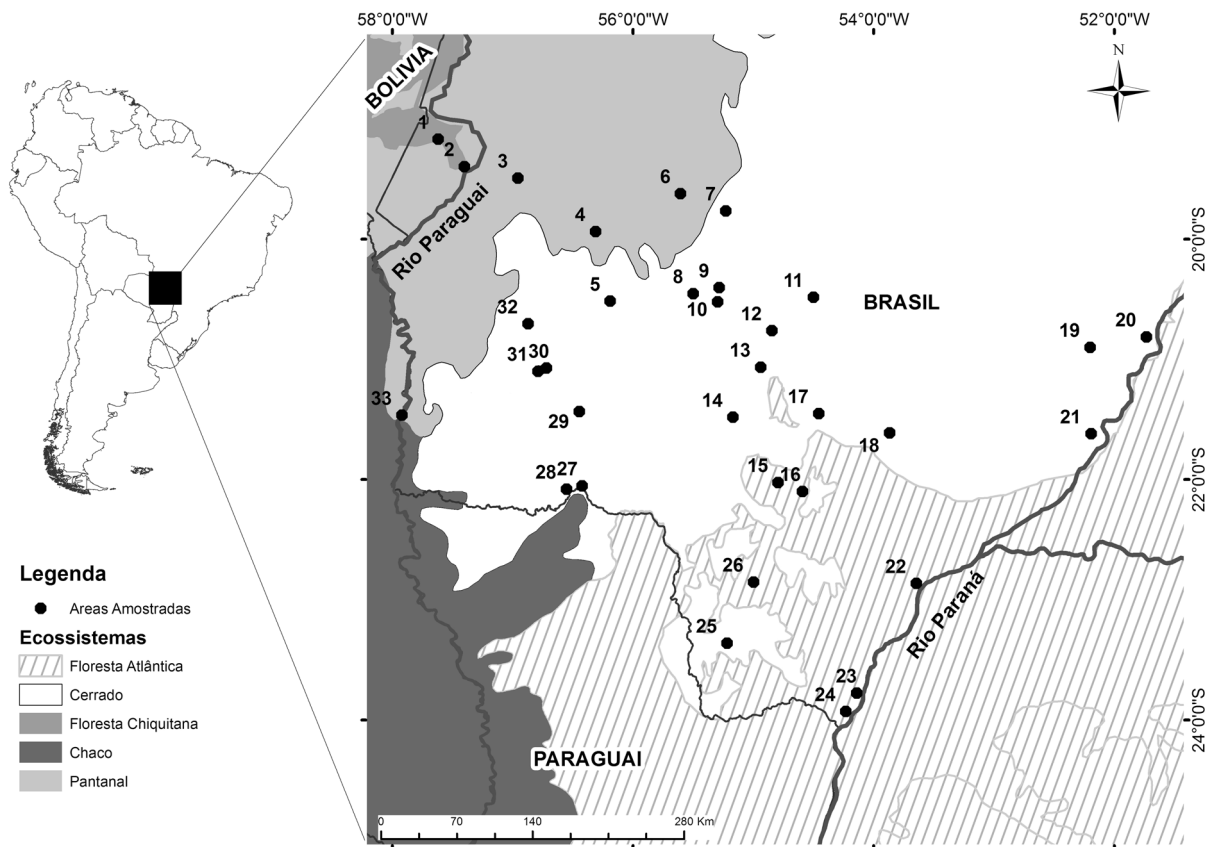
A região amostrada se situa no estado do Mato Grosso do Sul, que compreende vastas porções dos domínios do Pantanal e Cerrado e menor porção de florestas estacionais do domínio atlântico e zonas de influências do Chaco, que por sua vez formam zonas de ecótonos e enclaves de vegetação. A região de estudo apresenta florestas estacionais de vertente atlântica no sudeste e sul, cerrados na diagonal sudoeste-nordeste e pantanais no noroeste; o chaco ocorre de modo geral no extremo oeste, influenciando principalmente o domínio do Pantanal. Ainda na região noroeste do estado há

florestas estacionais que se conectam à Amazônia ao norte do Brasil (Veloso *et al.*, 1991). Os domínios do Cerrado, Pantanal e Chaco neste estudo se referem à “diagonal de áreas abertas” descritas por Ab’Saber (1977), que separam a Amazônia da Floresta Atlântica (Figura 1).

Na área de estudo, os enclaves de Floresta Atlântica e o Cerrado sofrem mais com a perturbação humana no leste e no sul, sendo a exploração da terra para agricultura e pecuária, respectivamente, os principais fatores relacionados. O Pantanal (principalmente) e o Cerrado a oeste têm sido mantidos à parte em termos de perda de habitat natural, mas já começam a sofrer pelo uso da terra para pastagens em tempos recentes (Cáceres *et al.*, 2008a; Harris *et al.*, 2005; Mantovani e Pereira, 1998).

Ao todo 33 áreas localizadas entre os paralelos de 19° e 24° S e as longitudes de 52° e 58° W foram amostradas (Figura 1). Essas áreas são variáveis em termos de localização geográfica, vegetação e conservação ambiental (Tabela 1), e são representativas de cada ecorregião ou vegetação dentro da área de estudo. Apesar de que o enfoque do presente capítulo seja nas vegetações do Cerrado e Pantanal, separamos de forma mais refinada as vegetações em cada área trabalhada ou para cada espécie, já que muitas vezes trabalhávamos em ecotones (Tabelas 1 e 2).

O clima é tropical e marcadamente sazonal na região, com estação chuvosa de outubro a março e seca de abril a setembro. A pluviosidade é aproximadamente de 1150 a 1750 mm, decrescendo ligeiramente em direção ao Pantanal (INMET, 2011).



**Figura 1.** Mapa mostrando as 33 áreas amostradas no estado do Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. Números se referem às áreas apresentadas na Tabela 1.

### Amostragem

Para a amostragem de pequenos mamíferos, cinco transecções lineares foram usadas em cada área. As transecções estavam distantes uma das outras por pelo menos 150 m e pelo menos 30 m da borda dos fragmentos florestais. Foram utilizados os maiores fragmentos florestais encontrados em cada região, com adequado nível de conservação, que representassem bem a paisagem regional. Muitas vezes não só um fragmento florestal foi amostrado por área e, sim, mais de um, principalmente em casos de regiões intensivamente fragmentadas ou quando a paisagem era um mosaico de florestas e campos; o maior fragmento amostrado apresentou cerca de 5000 ha e o menor, 22 ha. Para evitar variação indesejada proveniente de fisionomias vegetais campestres, como o campo cerrado a título de exemplo, essas não foram incluídas em nossas amostragens. Portanto, nossas amostragens foram focadas em ambientes florestais, mesmo no Pantanal, onde foram amostrados capões de mata estacional, cerradões e matas ciliares.



**Tabela 1.** Descrição das 33 áreas amostradas no Mato Grosso do Sul em relação a sua localização, vegetação predominante (Veg), nível de conservação (Cons) e riqueza de espécies (Riq). ci – campos inundáveis; ch – vegetação chaquenha; ce – cerradão; fed – floresta estacional decidual; fes – floresta estacional semidecidual.

| Nº | Município             | Localidade                              | Veg | Cons | Riq |
|----|-----------------------|---|-----|------|-----|
| 1  | Corumbá               | Urucum - Companhia Vale do Rio Doce     | fes | 7    | 9   |
| 2  | Corumbá               | Distrito de Albuquerque                 | ch  | 7    | 5   |
| 3  | Corumbá               | Fazenda Xaraés                          | ci  | 8    | 3   |
| 4  | Miranda               | Refúgio Ecológico Caiman                | ce  | 9    | 4   |
| 5  | Miranda               | Fazenda Borboleta                       | ce  | 7    | 5   |
| 6  | Aquidauana            | Fazenda Santa Emília - Pousada Ararauna | ci  | 8    | 6   |
| 7  | Corguinho             | Fazenda Rodeio                          | ce  | 6    | 5   |
| 8  | Aquidauana            | Distrito de Piraputanga                 | fes | 7    | 9   |
| 9  | Terenos               | Fazenda Cachoeirão                      | ce  | 7    | 6   |
| 10 | Dois Irmãos do Buriti | Fazenda São Cristovão                   | ce  | 4    | 4   |
| 11 | Campo Grande          | Fazenda Sossego                         | ce  | 6    | 4   |
| 12 | Sidrolândia           | Fazenda Nova Esperança                  | ce  | 6    | 6   |
| 13 | Sidrolândia           | Estância Belém                          | ce  | 5    | 1   |
| 14 | Rio Brillhante        | Fazenda Inho                            | fes | 4    | 3   |
| 15 | Itaporã               | Fazenda Lagoão                          | fes | 2    | 1   |
| 16 | Douradina             | Fazenda Monjolo                         | fes | 2    | 2   |
| 17 | Nova Alvorada do Sul  | Fazenda Bela Vista                      | fes | 4    | 5   |
| 18 | Nova Alvorada do Sul  | Fazenda Laranjeira                      | ce  | 6    | 2   |
| 19 | Três Lagoas           | Rio Verde                               | ce  | 5    | 1   |
| 20 | Três Lagoas           | Fazenda Figueira                        | fed | 6    | 4   |
| 21 | Santa Rita do Pardo   | Fazenda Conquista                       | fes | 4    | 1   |
| 22 | Naviraí               | P.E. das Várzeas do Rio Ivinhema        | ci  | 7    | 2   |
| 23 | Eldorado              | Distrito de Morumbi                     | fes | 3    | 1   |
| 24 | Mundo Novo            | Fazenda São Pedro                       | fes | 3    | 3   |
| 25 | Sapuçaia              | Fazenda Água Viva                       | ce  | 3    | 2   |
| 26 | Laguna Carapã         | Fazenda Campanário                      | fes | 7    | 4   |
| 27 | Bela Vista            | Fazenda Redomão                         | ce  | 5    | 2   |
| 28 | Bela Vista            | Exército Brasileiro - 10º RCMEC         | ce  | 5    | 6   |
| 29 | Jardim                | Recanto Ecológico Rio da Prata          | fes | 6    | 2   |
| 30 | Bonito                | Fazenda Santa Tereza                    | fed | 4    | 2   |
| 31 | Bonito                | Fazenda Princesinha                     | fed | 6    | 8   |
| 32 | Bodoquena             | Fazenda Califórnia                      | fed | 4    | 6   |
| 33 | Porto Murtinho        | Porto Conceição                         | ch  | 6    | 6   |

Em cada área amostrada, foram utilizadas 65 armadilhas pequenas do tipo *sherman* ( $n = 35$ ; dimensões de 30 x 9 x 7 cm) e de arame ( $n = 30$ ; 33 x 12 x 12 cm). Treze armadilhas foram dispostas em cada transecção, alternadamente ao nível do solo e do sub-bosque, distantes 10 m uma da outra; as *sherman* foram instaladas preferencialmente no alto de árvores (normalmente entre 1,5 e 2,0 m do solo), embora nem todas as armadilhas de uma transecção tenham sido alocadas no alto devido à falta de árvores adequadas localmente. A isca utilizada foi uma mistura de abóbora, *bacon*, óleo de fígado de bacalhau e pasta de amendoim.

Os animais capturados foram identificados ao nível de espécie antes de serem liberados. Alguns indivíduos foram coletados como testemunhos e tombados na Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul em Porto Alegre e na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Santa Maria.

Quatorze das 33 áreas foram amostradas entre os anos de 2002 e 2007, e as demais áreas, entre 2009 e 2010. Todas as amostragens ocorreram durante a estação seca, no período de abril a setembro, para evitar os efeitos sazonais, e também devido à dificuldade de acesso às áreas do Pantanal durante o período chuvoso. Cada fase de campo teve duração de cinco dias e quatro noites de amostragem por localidade.

**Tabela 2.** Espécies de pequenos mamíferos, áreas onde foram amostrados e respectiva vegetação predominante no estado do Mato Grosso do Sul: ci – campos inundáveis; ch – vegetação chaquenha; ce – cerradão; fed – floresta estacional decidual; fes – floresta estacional semidecidual.

| Espécies                        | Localidades                                   | Vegetação        |
|---------------------------------|---|------------------|
| <b>Didelphimorphia</b>          |   |                  |
| <i>Cryptonanus agricolai</i>    | 9 e 20  | ce/fed           |
| <i>Didelphis albiventris</i>    | 1-3, 8-12, 16-21, 23, 26 e 28                 | ci/ch/ce/fed/fes |
| <i>Gracilinanus agilis</i>      | 1-7, 10-12, 14-16, 18, 20, 22, 25, 27-30 e 33 | ci/ch/ce/fed/fes |
| <i>Marmosa murina</i>           | 6 e 22  | ci               |
| <i>Marmosops ocellatus</i>      | 1   | fes              |
| <i>Micoureus constantiae</i>    | 27, 28 e 31                                   | ce/fed           |
| <i>Monodelphis domestica</i>    | 1, 2, 6, 9 e 31-33                            | ci/ch/ce/fed/fes |
| <i>Philander opossum</i>        | 1, 3 e 4                                      | ci/ce/fes        |
| <i>Thylamys macrurus</i>        | 5, 8-11, 28, 31 e 33                          | ch/ce/fed/fes    |
| <b>Rodentia</b>                 |   |                  |
| <i>Akodon montensis</i>         | 24, 26 e 31                                   | fed/fes          |
| <i>Calomys gr. callosus</i>     | 6, 7, 12, 14, 25 e 32                         | ci/ce/fed/fes    |
| <i>Calomys tener</i>            | 12 e 17                                       | ce/fes           |
| <i>Cerradomys maracajuensis</i> | 20  | fed              |
| <i>Cerradomys scotti</i>        | 9, 11, 28, 31-33                              | ce/fed           |
| <i>Hylaeamys megacephalus</i>   | 5, 8, 13, 14, 17, 26, 29, 31 e 32             | ce/fed/fes       |
| <i>Necomys sp.</i>              | 33  | ch               |
| <i>Nectomys rattus</i>          | 7, 8 e 32                                     | ce/fed/fes       |
| <i>Nectomys squamipes</i>       | 17 e 24                                       | fes              |
| <i>Oecomys bicolor</i>          | 2, 5 e 8                                      | ch/ce/fes        |
| <i>Oecomys mamorae</i>          | 1,4   | ce/fes           |
| <i>Oligoryzomys chacoensis</i>  | 1 e 8   | fes              |
| <i>Oligoryzomys fornesi</i>     | 7, 17 e 26                                    | ce/fes           |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i>    | 1, 6, 12, 24 e 31                             | ci/ce/fed/fes    |
| <i>Proechimys longicaudatus</i> | 1, 2 e 8                                      | ch/fes           |
| <i>Rhipidomys macrurus</i>      | 8 e 10  | ch/ce/fes        |
| <i>Thrichomys pachyurus</i>     | 4-9, 12, 28 e 30-33                           | ci/ch/ce/fed/fes |

#### Variáveis preditoras

Para cada área foram registradas 1) a latitude, 2) a longitude 3) tipo de vegetação predominante e 4) o nível de conservação em escala de 0 a 10 onde 0 significa uma área muito alterada por ação antrópica e 10, nenhuma perturbação (a perturbação foi medida com base na observação de tamanho de fragmento, conectividade entre fragmentos, perturbação no interior dos fragmentos e da matriz do entorno, e indícios de caça) (Tabela 1).

#### Análise de dados

Foi realizada uma análise de aninhamento para verificar se as comunidades de pequenos mamíferos estão estruturadas de forma aninhada em função do grau de conservação entre as áreas amostradas. A matriz de composição de espécies foi ordenada em ordem decrescente de acordo com o grau de conservação das localidades amostradas (linhas), e as espécies em ordem decrescente de frequência de ocorrência (colunas). A métrica utilizada para estimar o grau de aninhamento da comunidade foi a NODF (Nestedness Metric Based on Overlap and Decreasing Fill; Almeida-Neto *et al.*, 2008), que mede o grau de preenchimento e ordenamento da matriz. Quanto mais próximo de 100 o valor da média de NODF encontrado, maior é o aninhamento, o que acontece se as ocorrências das espécies mais comuns estiverem distribuídas em todas as áreas e as mais raras apenas nas áreas mais preservadas. Para testar se o grau de aninhamento observado é maior do que aquele que seria obtido ao acaso, 999 valores aleatórios de aninhamento foram gerados, utilizando o modelo fixo-fixo *swap* (Ulrich *et al.*, 2009). Esse modelo nulo aleatoriza as ocorrências das espécies de forma que, em média, os totais marginais obtidos para as linhas e colunas da matriz sejam mantidos. Desta forma, as localidades com maior riqueza terão maior probabilidade de abrigar mais espécies e as espécies mais frequentes terão maior probabilidade de ocorrência durante as aleatorizações. Este é o modelo nulo mais conservador para testar aninhamento, já que preserva as probabilidades diferenciais de ocorrência de associações entre linhas e colunas, de acordo com os seus totais marginais (Ulrich *et al.*, 2009).

A composição das espécies nas 33 áreas amostradas foram ordenadas através de uma PCoA utilizando Jaccard como medida de associação. Esta análise captura a estrutura da comunidade ao longo das unidades amostrais, sendo utilizado o primeiro eixo como representativo dessa estrutura. Posteriormente, foi realizada uma análise de correlação de Spearman entre o primeiro eixo da PCoA (variável-resposta) e o tipo de vegetação e o nível de conservação correspondente a cada localidade (variáveis preditoras).

Para verificar se a similaridade entre as comunidades de pequenos mamíferos está correlacionada com a distância geográfica, foi realizado um teste de Mantel utilizando Jaccard como medida de similaridade para a matriz de composição de espécies e distância euclidiana para a matriz de coordenadas geográficas. O método de *maximum likelihood* baseado em Monte Carlo Markov Chain foi utilizado na obtenção de intervalos de confiança da correlação.

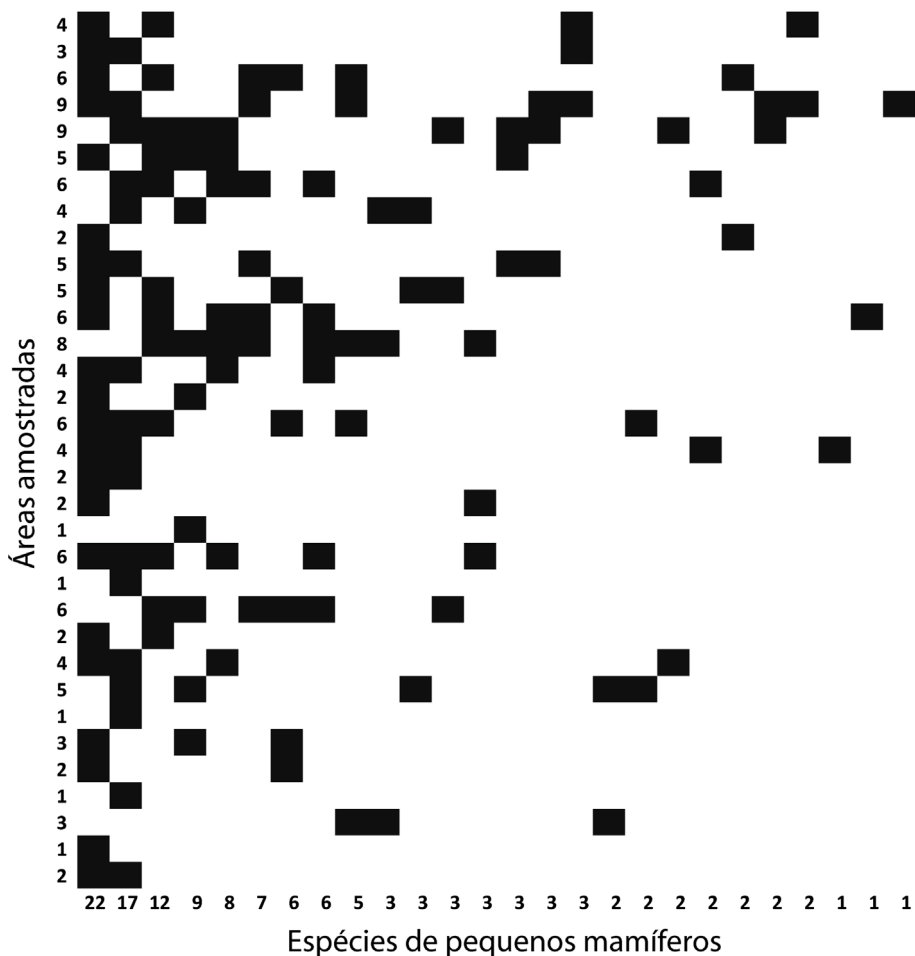
As análises estatísticas foram realizadas através do *software* R (R Development Core Team, 2009) usando os pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011) e *MCMCpack* (Martin e Quinn, 2005).

## RESULTADOS

Foram capturadas 17 espécies de roedores e nove espécies de marsupiais na região amostrada (26 espécies), sendo obtidos 130 registros de ocorrência entre todas as localidades. A espécie com maior número de registros considerando todos os pontos de amostragem foi *Gracilinanus agilis*, sendo capturada em 22 áreas (66,7%), seguido por *Didelphis albiventris* que foi capturado em 17 áreas (51,5%) e *Thrichomys pachyurus* em 12 localidades (36,4%). Porém, oito espécies foram raras, sendo registradas em apenas uma ou duas localidades (Tabela 2).

A riqueza total de espécies por vegetação predominante foi de 20 espécies registradas em floresta estacional semidecidual, 19 no cerradão, 14 em floresta estacional decidual, nove no chaco e oito em campos inundáveis. Em relação à distribuição das espécies entre os tipos de vegetação, quatro se mostraram mais generalistas ocorrendo nos cinco tipos de vegetação, enquanto que seis espécies foram registradas em apenas um tipo de vegetação (Tabela 2).

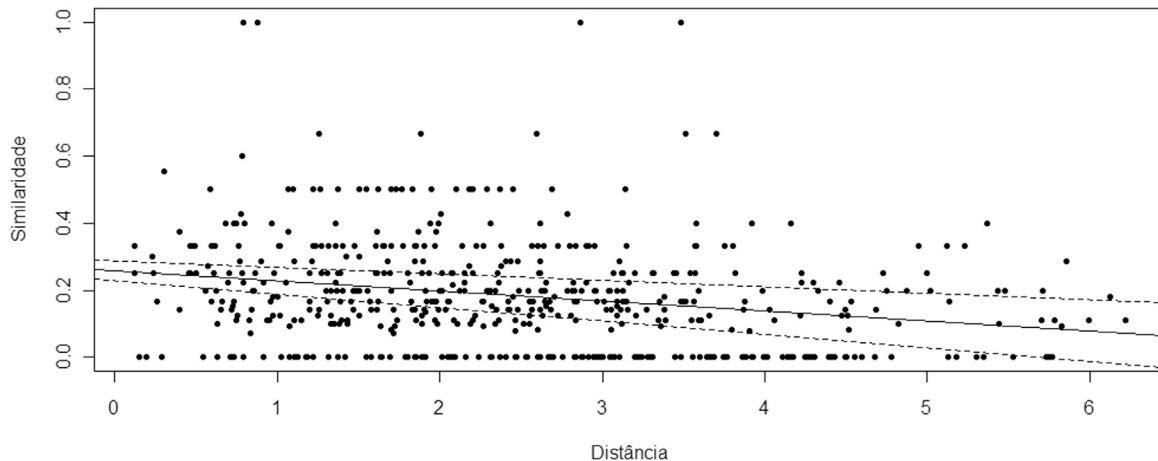
O valor de aninhamento NODF para as 33 áreas foi 35,4 e a média obtida com base nos valores gerados pelas 999 simulações do modelo nulo *swap* foi 34,1, sendo um valor não significativo quando comparado com as simulações ( $p = 0.25$ ) (Figura 2). Apesar de não haver aninhamento, algumas espécies só estiveram presentes em áreas mais conservadas, com grau de conservação acima do nível 7, como *Marmosa murina*, *Marmosops ocellatus*, *Oecomys bicolor*, *O. mamorae*, *Oligoryzomys chacoensis* e *Philander opossum*.



**Figura 2.** Matriz de presença e ausência de pequenos mamíferos amostrados em 33 áreas no estado do Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. As linhas representam as áreas ordenadas por nível de conservação de modo crescente (de baixo para cima) e as colunas representam as espécies de pequenos mamíferos em ordem decrescente de frequência de ocorrência. As presenças estão marcadas em preto, as quais são apresentadas quantitativamente ao longo dos eixos do matriz.

O primeiro eixo gerado pela PCoA, que representa a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos nas localidades, correspondeu a 20% da variação total nos dados (*eigenvalue* = 2,34). Não houve correlação entre o primeiro eixo da PCoA com o tipo de vegetação predominante ( $r_s = 0,21$ ;  $n = 33$ ;  $p = 0,25$ ) nem com o grau de conservação de cada localidade ( $r_s = -0,13$ ;  $n = 33$ ;  $p = 0,45$ ).

Porém, houve relação negativa entre a similaridade entre pares de comunidades e a distância geográfica, evidenciando uma substituição de espécies ao longo do gradiente amostrado ( $\rho = -0,25$ ;  $p = 0,001$ ) (Figura 3).



**Figura 3.** Teste de Mantel entre a similaridade (em log) das comunidades de pequenos mamíferos e a distância geográfica (km) entre os pares de localidades ( $\rho = -0,25$ ;  $p = 0,001$ ) do estado do Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. A linha central corresponde a reta de regressão e as linhas pontilhadas ao intervalo de confiança (95%).

## Discussão

O esforço empregado neste estudo foi considerado apropriado por ter amostrado as espécies esperadas para cada ecorregião. Optamos por amostrar melhor uma larga extensão territorial a despeito de se amostrar menos localmente, devido aos propósitos da pesquisa. Com isso, conseguimos amostrar mais de 30 áreas independentes, o que é difícil de se obter em estudos com pequenos mamíferos. Julgamos que certamente algumas espécies não foram amostradas localmente em nosso esforço, mas as espécies amostradas são relevantes ecologicamente, pois representam ocorrências que têm maior peso nas análises de comunidades, como ao se utilizar a similaridade de Jaccard (Krebs, 1989). No entanto, nossa amostragem revelou espécies que eram previstas para certas ecorregiões, tais como *Marmosa murina*, *Akodon montensis*, *Calomys tener* e *Hylaeamys megacephalus* para localidades na bacia do Rio Paraná (Cáceres et al., 2008b; Costa, 2003), *Micoureus constantiae*, *Thylamys macrurus* e *Rhipidomys macrurus* em cerrados da bacia do Rio Paraguai (Cáceres et al., 2010; Hannibal e Cáceres, 2010), *Marmosa murina*, *Philander opossum*, *Monodelphis domestica* e *Thrichomys pachyurus* (Carmignotto, 2005) no Pantanal Sul, e *Necomys* sp. (possivelmente uma espécie chaquenha não confirmada para o Brasil), *Oecomys mamorae* e *Proechimys longicaudatus* no maciço do Urucum e cercanias (Cáceres et al., 2011) (Tabela 3).

Diferente do observado em outros estudos (Cáceres et al., 2010; Pardini et al., 2010; Viveiros de Castro e Fernandez, 2004), não houve perda de espécies em um sentido previsível, de comunidades mais ricas para as mais pobres. Como a análise foi gerada em uma grande escala, de cerca de 800 km de extensão, englobando duas grandes vegetações predominantes (Cerrado e Pantanal) além de muitas regiões ecotonais, essa ausência de aninhamento pode estar relacionada justamente a essa grande escala de amostragem. Assim, seria interessante obter amostras adicionais dentro de cada tipo de vegetação e testar a existência do fenômeno em uma menor escala espacial, como observado em Cáceres et al. (2010) para o cerradão. Em ecologia e biogeografia, o aninhamento de comunidades biológicas é um fenômeno esperado ser comum, pois as assembléias que persistem após a perturbação ambiental são mais pobres e compostas por espécies generalistas, menos sensíveis a essas perturbações (Pardini et al., 2005; Pardini et al. 2010). Como esperado, suspeitamos que algum padrão de aninhamento exista na região, incidindo sobre a fauna de pequenos mamíferos e, assim, conjecturamos que algo além da simples mudança de vegetação esteja escondendo esse processo em nossos dados. Por conseguinte, ressaltamos o fator espaço geográfico nesse contexto, impondo uma substituição de espécies ao longo do gradiente analisado, o qual foi evidenciado pelo teste de Mantel. Dessa forma, as comunidades locais de pequenos mamíferos tendem a ser substituídas ao longo do espaço geográfico (Tabela 3), de acordo não somente com a vegetação, mas sim em decorrência de diversos outros fatores não monitorados neste estudo e que se correlacionam com o espaço geográfico. Em decorrência disso, o poder de dispersão das espécies de pequenos mamíferos na região é em parte limitado (como observado em outros táxons; Poulin, 2003; Steinitz et al., 2006), pois há várias

espécies que são substituídas no gradiente, tais como a espécie *Akodon montensis* por *A. toba/Necomys* sp., *Cerradomys scotti* por *Euryoryzomys nitidus*, *Nectomys squamipes* por *N. rattus* e *Holochilus sciureus*, *Rhipidomys macrurus* por *Oecomys mamorae* no sentido leste-oeste. Porém, esse padrão ainda não é bem compreendido. Vários fenômenos podem explicar esse padrão de diminuição da similaridade entre as comunidades ao longo do gradiente geográfico, incluindo a especiação e deriva genética (Bell *et al.*, 2006). O fato dessa região central da América do Sul conter elementos transicionais de vegetação (Ab'Saber, 1977; Veloso *et al.*, 1991) e de fauna (Cáceres *et al.*, 2008a, 2011), além de um histórico complexo que envolveu a retração e avanço de florestas em períodos climáticos passados (Vivo, 1997), corrobora nossos resultados por favorecer especiações e restrições de distribuições de espécies ao longo do tempo. Por outro lado, há espécies na região com ampla distribuição, como *Didelphis albiventris*, *Necomys lasiurus*, *Oecomys bicolor*, *Oligoryzomys nigripes*, que não são substituídas ao longo desse espaço geográfico (Tabela 3).

**Tabela 3.** Espécies de pequenos mamíferos (< 1 kg) previstas em cada ecorregião do Mato Grosso do Sul, conforme o gradiente geográfico oeste-leste e segundo o método de captura em fisionomias florestais usando armadilhas convencionais (e.g. *Sherman* ou de arame) posicionadas no solo e no sub-bosque. Espécies raras foram omitidas. Espécies equivalentes ecologicamente são apresentadas na mesma linha. Espécies provenientes da literatura são assinaladas com asterisco. Primeira lista de espécies é referente a marsupiais e a segunda é de roedores.

| Maciço do Urucum e margem direita do Rio Paraguai | Pantanal Sul – Nabileque, Abobral, Miranda e Aquidauana | Cerrado e encraves da bacia do Rio Paraguai | Cerrado e encraves da bacia do Rio Paraná |
|---|---|---|---|
| <i>Cryptonanus chacoensis</i> *                   |   | <i>C. agricolai</i>                         | <i>C. agricolai</i>                       |
| <i>Didelphis albiventris</i>                      | <i>D. albiventris</i>                                   | <i>D. albiventris</i>                       | <i>D. albiventris</i>                     |
| <i>Marmosops ocellatus</i>                        | <i>Gracilinanus agilis</i>                              | <i>G. agilis</i>                            | <i>G. agilis</i>                          |
| <i>Micoureus constantiae</i>                      | <i>Marmosa murina</i>                                   | <i>M. constantiae</i>                       | <i>M. murina</i>                          |
| <i>Monodelphis domestica</i>                      | <i>M. domestica</i>                                     | <i>M. domestica</i>                         |   |
| <i>Philander opossum</i>                          | <i>P. opossum</i>                                       |   |   |
|   | <i>Thylamys macrurus</i>                                | <i>T. macrurus</i>                          | <i>T. macrurus/T. velutinus</i>           |
| <i>Akodon toba/Necomys</i> sp.                    |   |   | <i>A. montensis</i>                       |
| <i>Calomys gr. callosus</i>                       | <i>C. gr. callosus</i>                                  | <i>C. gr. callosus</i>                      | <i>Calomys tener</i>                      |
| <i>Euryoryzomys nitidus</i> *                     | <i>Cerradomys scotti</i>                                | <i>C. scotti</i>                            | <i>C. maracajuensis</i>                   |
|   | <i>Hylaeamys megacephalus</i> *                         | <i>Hylaeamys megacephalus</i>               | <i>Hylaeamys megacephalus</i>             |
| <i>Holochilus sciureus</i> *                      | <i>H. sciureus</i> *                                    | <i>Nectomys rattus</i>                      | <i>N. squamipes</i>                       |
| <i>Necomys lasiurus</i> *                         | <i>N. lasiurus</i> *                                    | <i>N. lasiurus</i> *                        | <i>N. lasiurus</i> *                      |
| <i>Oecomys bicolor</i>                            | <i>O. bicolor</i>                                       | <i>O. bicolor</i>                           | <i>O. bicolor</i>                         |
| <i>Oecomys mamorae</i>                            | <i>O. mamorae</i> *                                     | <i>Rhipidomys macrurus</i>                  | <i>Rhipidomys macrurus</i>                |
| <i>Oligoryzomys chacoensis</i>                    | <i>O. chacoensis</i>                                    | <i>O. fornesi</i>                           | <i>O. fornesi</i>                         |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i>                      | <i>O. nigripes</i>                                      | <i>O. nigripes</i>                          | <i>O. nigripes</i>                        |
| <i>Proechimys longicaudatus</i>                   |   | <i>P. longicaudatus</i>                     |   |
| <i>Thrichomys pachyurus</i>                       | <i>T. pachyurus</i>                                     | <i>T. pachyurus</i>                         |   |

Estudos que enfoquem a distribuição de pequenos mamíferos em áreas de grande heterogeneidade e com influências biogeográficas distintas, como a região aqui amostrada, são importantes para se avaliar os padrões de distribuição e perda de espécies sob pressão antrópica. Devido à alta diversidade beta encontrada no Cerrado (e.g. Carmignotto, 2005; Felfili e Felfili, 2001), principalmente em regiões de ecótonos e encraves com outras vegetações (Cáceres *et al.*, 2008b, 2011; Lacher e Alho, 2001), como a reportada no presente estudo, é essencial que hajam áreas de proteção integral para que a biodiversidade seja mantida a longo prazo, já que a substituição de espécies é considerável ao longo de espaço geográfico. Visto que no Mato Grosso do Sul há poucas Unidades de Conservação de tamanho expressivo em áreas de Cerrado, que sofre maior pressão antrópica do que a planície do Pantanal, é necessário que sejam criadas mais áreas de preservação para abarcar esta diversidade. Pequenos mamíferos desempenham papel ecológico importante nos ecossistemas, influenciando a regeneração de áreas naturais através da predação diferencial de sementes e plântulas (Pizo 1997; Vieira *et al.* 2003) e da dispersão de sementes (Vieira & Izar 1999; Pimentel & Tabarelli 2004; Cáceres & Monteiro-Filho, 2007), portanto sendo essenciais para o equilíbrio dos ecossistemas e conservação de outras espécies.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Thales R. Freitas e Emerson M. Vieira pelo convite para redigir esta capítulo. Ao CNPq/MCT-Brasil pelo apoio financeiro através do Edital Universal 2008 (processo 473.407/2008-6). A CAPES/MMA-Brasil pelas bolsas de estudos concedidas a JS, FDF e GLM. Aos proprietários, gerentes e entidades responsáveis pelas propriedades amostradas, agradecemos pela autorização para pesquisa nas respectivas áreas e pelas facilidades logísticas conferidas. Aos colegas do Laboratório de Ecologia e Biogeografia da UFSM pela ajuda em campo. Em especial, agradecemos a Cyntia C. Santos da REPAMS, em Campo Grande, pelo auxílio com contatos aos proprietários de terras no MS. NCC é pesquisador bolsista do CNPq/MMA, Brasil.

## REFERÊNCIAS

- Ab'Saber AN (1977) Os domínios morfoclimáticos da América do Sul: primeira aproximação. *Geomorfologia* 52:1-21.
- Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães PR, Loyola RD e Ulrich W (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117:1227-1239.
- Araújo MS, Martins EG, Cruz LD, Fernandes FR, Linhares AX, Reis SF e Guimarães PR (2009) Nested diets: a novel pattern of individual-level resource use. *Oikos* 119:81-88.
- Bascompte J, Jordano P, Melián CJ e Olesen JM (2003) The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proc Natl Acad Sci USA* 100:9383-9387.
- Bell G, Lechowicz MJ e Waterway MJ (2006) The comparative evidence relating to functional and neutral interpretations of biological communities. *Ecology* 87:1378-1386.
- Burkey TV (1989) Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 5:75-81.
- Cáceres NC, Carmignotto AP, Fischer EA e Santos CF (2008a) Mammals from Mato Grosso do Sul state, Brazil. *Check List* 4:321-335.
- Cáceres NC, Casella J, Vargas CF, Prates LZ, Tombini AAM, Goulart CS e Hannibal W (2008b) Distribuição geográfica de pequenos mamíferos não-voadores nas bacias do Rio Araguaia e Paraná, região centro-sul do Brasil. *Iheringia Ser Zool* 98:173-180.
- Cáceres NC, Godoi MN, Hannibal W e Ferreira VL (2011) Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *J Trop Ecol* 27:279-287.
- Cáceres NC, Monteiro-Filho ELA (2007) Germination in seed species ingested by opossums: Implications for seed dispersal and forest conservation. *Braz Arch Biol Technol* 50:921-928.
- Cáceres NC, Napoli R, Casella J e Hannibal W (2010) Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *J Nat Hist* 44:491-512.
- Carmignotto AP (2005) Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunístico locais e regionais. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo 404p.
- Costa LP (2003) The historical bridge between the Amazon and the Atlantic forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *J Biogeogr* 30:71-86.
- Danell K e Aava-Olsson B (2002) Endemic mammalian genera: are they really unique? *J Biogeogr* 29:457-464.
- Eisenberg JF e Redford KH (1999) Mammals of the Neotropics the central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolívia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago, v.3, 609 pp.
- Emmons LH e Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago, 2ed., 396 pp.
- Felfili MC e Felfili JM (2001) Diversidade alfa e beta no Cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil *Acta Bot Bras* 15:243-254.
- Fonseca GAB, Herrmann G, Leite YRL, Mittermeier RA, Rylands AB e Patton JL (1996) Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occas Pap Conserv Biol* 4:1-38.
- Hannibal W e Cáceres NC (2010) Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in southwestern Brazil. *Mammalia* 74:247–255.
- Harris MB, Tomas WM, Mourão G, Silva CJ, Guimarães E, Sonoda F e Fachim E (2005) Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade* 1:156-164.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (2011) <http://www.inmet.gov.br/> Acessado em 27/11/2011.
- Joppa LN, Montoya JM, Solé RV, Sanderson J e Pimm SL (2010) On nestedness in ecological networks. *Evol Ecol Res* 12:35-46.
- Krebs CJ (1989) *Ecological Methodology*. Harper and Row Publishers, New York, 654 pp.
- Lacher TE e Alho CJR (2001) Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado contact zone. *Biotropica* 33:171-181.
- Lu T, Ma K, Zhang Y, Ni H e Fu B (2009) Species similarity – distance relationship in wetlands: effect of disturbance intensity. *Pol J Ecol* 57:547-657.
- Mantovani JE e Pereira A (1998) Estimativa de integridade da cobertura vegetal de Cerrado através de dados TM-Landsat. *In: Anais do IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos, Brasil, 1455-1466.
- Martin AD e Quinn KM (2005) MCMCpack: Markov chain Monte Carlo (MCMC) Package. R package version 0.6-3. URL <http://mcmcpack.wustl.edu>
- Mittermeier RA, Myers N e Mittermeier CG (1999) Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International CEMAX, S.A., Mexico City, 430 pp.
- Morris DW (1996) Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology* 77:2352-2364.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nekola JC e White PS (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J Biogeogr* 26:867-878.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH e Wagner H (2011) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP e Fenton B (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime

shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos One* 5: p. e13666.

Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R e Metzger JP (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biol Conserv* 124:253–266.

Pimentel DS e Tabarelli M (2004) Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 36: 74–84.

Pires AS, Lira PK, Fernandez FAS, Schittini GM e Oliveira LC (2002) Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biol Conserv* 108:229-237.

Pizo MA (1997) Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *J Trop Ecol* 13: 559–578.

Poulin R (2003) The decay of similarity with geographical distance in parasite communities of vertebrate hosts. *J Biogeogr* 30:1609-1615.

Prevedello JA e Vieira MV (2009) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers Conserv* 19:1205-1223.

R Development Core Team (2009) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.

Reeder DM, Helgen KM e Wilson DE (2007) Global trends and biases in new mammal species discoveries. *Occas Pap, Museum of Texas Tech University* 269:1-36.

Reis NR, Peracchi AL, Pedro VA e Lima IP (2011) *Mamíferos do Brasil*. NR Reis, Londrina, 2ed., 437pp.

Seamon JO e Adler GH (1996) Population performance of generalist and specialist rodents along habitat gradients. *Can J Zool* 74:1130-1139.

Soininen J, McDonald R e Hillebrand H (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30:3-12.

Soulé ME, Alberts AC e Bolger DT (1992) The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63:39-47.

Steinitz O, Heller J, Tsoar A, Rotem D e Kadmon R (2006) Environment, dispersal and patterns of species similarity. *J Biogeogr* 33:1044-1054.

Tuomisto H, Ruokolainen K e Yli-Halla M (2003) Dispersal, environment, and floristic variation of Western Amazonian Forests. *Science* 299:241-244.

Ulrich W, Almeida-Neto M e Gotelli NJ (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118:3-17.

Vieira EM. e Izar P (1999) Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant Ecol* 145: 75–82.

Vieira EM, Pizo MA e Izar P (2003) Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67: 533–539.

Veloso HP, Rangel-Filho ALR e Lima JCA (1991) *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.

Viveiros de Castro EB e Fernandez FAS (2004) Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biol Conserv* 119:73-80.

Vivo M (1997) Mammalian evidence of historical ecological change in the Caatinga semiarid vegetation of northeastern Brazil. *J Comput Biol* 2:65-73.

Yahnke CJ (2006) Habitat use and natural history of small mammals in the central Paraguayan Chaco. *Mastozool Neotrop* 13:103-116.

**UMA ANÁLISE DE HORIZONTES**  
**SOBRE A CONSERVAÇÃO DE MORCEGOS NO BRASIL**

*Enrico Bernard*  
*Ludmilla M. S. Aguiar*  
*Daniel Brito*  
*Ariovaldo P. Cruz-Neto*  
*Renato Gregorin*  
*Ricardo Bomfim Machado*  
*Monik Oprea*  
*Adriano P. Paglia*  
*Valéria C. Tavares*



## INTRODUÇÃO

O Brasil passa por um momento de forte desenvolvimento econômico, acompanhado por uma rápida e marcante transformação de sua paisagem natural. Apesar da grande extensão territorial, a velocidade e intensidade destas transformações fazem com que a situação de conservação de alguns dos ecossistemas brasileiros seja considerada delicada, com reflexos diretos na conservação da biota presente nestes ambientes (e.g. Ribeiro et al. 2009). Regiões como a Mata Atlântica e o Cerrado, por exemplo, experimentam fortes pressões sobre o que restou de seus ambientes naturais (Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 2005), e estudos científicos traçam cenários críticos caso estas pressões não sejam reduzidas em curto ou médio prazos (Machado et al. 2004).

Com aproximadamente de 174 espécies de morcegos (Paglia et al. 2011), o Brasil abriga cerca de 14% da riqueza mundial do grupo. Além de apresentarem uma elevada riqueza específica, morcegos também apresentam uma grande diversificação na exploração de recursos (Kalko et al. 1996), na ocupação de hábitat e estão diretamente envolvidos em vários processos ecológicos: são polinizadores e dispersores de sementes, incluindo várias espécies utilizadas pelo homem (e.g. Allen-Wardell et al. 1998; Aguiar et al. 2008; Lobo et al. 2009; Quesada et al. 2009), são predadores e presas (e.g. Belwood & Morris 1987; Fenton 1995; Kalko et al. 2008), controlam populações de insetos, incluindo algumas pragas agrícolas (e.g. Cleveland et al. 2006, Aguiar & Antonini 2008; Reiskind & Wund 2009; Boyles et al. 2011), e também agem como vetores de doenças como a raiva, com significativo impacto sobre humanos, rebanhos animais e outras espécies de morcegos (Schneider et al. 2009; Aguiar & Brito 2010). Desta forma, por participarem diretamente de processos ecológicos associados aos ecossistemas, e por representarem uma parcela significativa da mastofauna brasileira, morcegos e os serviços ambientais por eles prestados também sofrerão os impactos decorrentes da forte alteração da paisagem natural no país.

A reversão deste quadro negativo para os ambientes brasileiros, e a conservação dos morcegos em especial, passam obrigatoriamente pela correta identificação e caracterização das pressões e ameaças que agem sobre eles (e.g. Sarkar & Illodi-Rangel 2010). Neste processo, conservacionistas podem se beneficiar de estratégias, ferramentas ou novas abordagens empregadas por outros setores, que podem agregar novas oportunidades para a conservação. Uma destas estratégias é a análise de horizontes (*horizon scanning*, em inglês). A análise de horizontes é a busca sistemática por tendências emergentes, oportunidades ou riscos que possam afetar o alcance de metas de gerenciamento ou objetivos. O objetivo principal desta prática é antecipar questões relevantes, e acumular dados e informações sobre estas questões, de forma a subsidiar a melhor tomada de decisão sobre um determinado assunto. Se conduzida antecipadamente, a análise de horizontes pode aumentar a capacidade adaptativa dos tomadores de decisão, pode indicar prioridades de linhas de pesquisas ou ações em uma determinada área, ou ainda subsidiar o desenvolvimento de políticas públicas e o planejamento estratégico.

A prática de análise de horizontes é bastante utilizada por empresas e governos (e.g. Brown 2007; www.bis.gov.uk). Mais recentemente, ela tem sido adotada para identificar questões de relevância, ameaças potenciais e oportunidades para a conservação da biodiversidade, bem como para identificar opções para políticas públicas, para descrever possíveis cenários futuros de mudanças ambientais e sociais, e para considerar como estas mudanças podem afetar o cumprimento de objetivos conservacionistas (Sutherland et al. 2008; Sutherland & Woodroof 2009; Sutherland et al. 2011). Neste capítulo, apresentamos uma análise de horizontes de forma a identificar tópicos que podem influenciar significativamente a conservação das espécies de morcegos no Brasil em curto e médio prazo.

Os autores da análise aqui apresentada são profissionais brasileiros diretamente relacionados com a pesquisa e conservação de morcegos, ou mamíferos em geral, no Brasil, todos vinculados à universidades públicas brasileiras, e com experiência profissional média de 19 anos (intervalo de 13 a 27 anos), contados desde a graduação em suas respectivas formações. A análise partiu de uma lista inicial com tópicos considerados importantes para a conservação de espécies de morcegos no Brasil, sugeridos por E. Bernard. Cada autor teve a liberdade de propor um novo tópico, caso identificasse tal necessidade. Uma lista final com 17 tópicos foi então produzida e classificada, baseado na média de notas de 1 a 10 atribuídas por cada autor para cada tópico. As notas levaram em consideração a importância de cada um dos tópicos, variando de 1 (para tópicos bem conhecidos, ou pouco conhecidos, mas relativamente pouco importantes) até 10 (para tópicos pouco conhecidos e potencialmente importantes).

A relação aqui apresentada inclui tópicos já bem conhecidos pela comunidade científica brasileira e tópicos ainda pouco discutidos, mas potencialmente importantes. Estes tópicos são apresentados como um conjunto de assuntos que acreditamos serem necessários em qualquer discussão sobre a conservação de morcegos no país. Da mesma forma, a relevância de iniciativas anteriores voltadas para a conservação dos morcegos brasileiros é reconhecida pelos autores, e a não citação de algumas destas iniciativas aqui não tem a intenção de reduzir importância de cada uma delas. A seguir, são apresentados e discutidos cada um dos tópicos identificados.

## OS TÓPICOS

*O Decreto 6640/2008 e a redução na proteção de cavernas brasileiras*

*Nota: 9,1*

Cavernas e cavidades naturais desempenham um papel fundamental para a proteção de populações de morcegos (e.g.

Trajanos 1985, 1995; Altringham 1996; Arita & Vargas 1995; Arita 1996; Bredt et al. 1999; Tejedor et al. 2004). Até recentemente a legislação brasileira referente à proteção de cavernas baseava-se no Decreto nº 99556, de 1º de Outubro de 1990, que determinava em seu parágrafo primeiro a necessidade de preservação e conservação das cavidades naturais como parte do patrimônio nacional, e uso somente dentro de condições que assegurassem sua integridade física e a manutenção do respectivo equilíbrio ecológico. Entretanto, o Decreto nº 6640, de 7 de Novembro de 2008, alterou a redação do primeiro, classificando as cavidades naturais brasileiras quanto ao seu grau de relevância em “máximo, alto, médio ou baixo”. Esta classificação deveria ser determinada pela análise de atributos ecológicos, biológicos, geológicos, hidrológicos, paleontológicos, cênicos, histórico-culturais e socioeconômicos, avaliados sob enfoques regionais e locais (Brasil 2009), mas despertou ceticismo quanto à sua efetividade (e.g. Trajano & Bichuette 2010). Em março de 2009, uma Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADI 4218) foi proposta pela Procuradoria Geral da União, questionando o Decreto 6640, mas em outubro de 2011, o Supremo Tribunal de Justiça considerou a ADI improcedente.

Na prática, o Decreto 6640 reduziu a proteção das cavernas brasileiras uma vez que, após a sua publicação, apenas as cavernas consideradas de “máxima relevância” passam a contar com a prerrogativa de proteção integral, enquanto que as cavidades de “alto, médio e baixo grau” poderão ser objeto de impactos negativos irreversíveis, mediante licenciamento ambiental. As cavernas brasileiras, e em especial a sua fauna associada, são em sua maioria mal conhecidas, e os morcegos desempenham um papel crucial na manutenção da complexidade ecológica destes ecossistemas (e.g. Ferreira & Martins 1998; Gnaschini & Trajano 2000), pois são responsáveis pelo incremento de matéria orgânica (guano) no ecossistema. Subpopulações de espécies de morcegos dependentes de cavernas podem ser localmente extintas pela destruição de seus abrigos (Aguiar et al. 2006). Portanto, a redução da proteção e o aumento da exploração das cavernas brasileiras representa uma ameaça real não apenas à conservação das espécies de morcegos que fazem uso destes tipos de estrutura no Brasil, mas também a ricos e desconhecidos ecossistemas associados ao grupo.

#### *Quantificação e valoração dos serviços ambientais fornecidos por morcegos*

*Nota: 8,7*

Das 174 espécies de morcegos brasileiras, 112 são insetívoras, 40 são frugívoras, 14 nectarívoras, três hematófagas, duas piscívoras, duas carnívoras e uma onívora. A riqueza de espécies e de interações alimentares faz com que os morcegos participem tanto de processos ecológicos de controle descendente (*top-down*) quanto ascendente (*bottom-up*), interagindo com um amplo número de outras espécies e prestando serviços ambientais para o homem, na predação de pragas, dispersão de sementes e polinização. Em artigo publicado recentemente na revista *Science*, Boyles et al. (2011) clamam por uma política em defesa de morcegos insetívoros da família *Vespertilionidae* –com espécies que ocorrem também no Brasil– por causa das consequências econômicas que a perda destes morcegos pode acarretar. Por exemplo, uma única colônia de 150 morcegos (*Eptesicus fuscus*) pode comer quase 1,3 milhões de insetos a cada ano, possivelmente contribuindo para a interrupção dos ciclos de população de pragas agrícolas. Estes pesquisadores estimaram o valor dos serviços de supressão de pragas fornecido pelos morcegos em cerca de US\$ 12 a US\$ 173/acre em cultura de algodão, indicando que valor dos morcegos para o setor agrícola é de aproximadamente US\$ 22,9 bilhões/ano.

Certamente as espécies brasileiras também exercem serviços ambientais em nossos biomas, mas ainda negligenciamos e desconhecemos esse tema no Brasil. Estimar a importância econômica de morcegos nos sistemas agrícolas brasileiros é um desafio. O Brasil é um dos seis maiores mercados de agrotóxicos do mundo (Terra & Pelaez, 2009) e existem dados que apontam o potencial dos morcegos como prestadores de serviço de predação e, portanto, controle de pragas em ecossistemas agrícolas do Cerrado brasileiro (veja Aguiar & Antonini 2008). Porém, mais pesquisas qualitativas e quantitativas abordando esse aspecto são necessárias.

Na região Neotropical, 62 famílias de plantas têm ao menos uma espécie dispersada por morcegos (Smith et al. 2004) e pelo menos 858 espécies vegetais dependem dos morcegos para polinização ou dispersão (Geiselman et al. 2002). Várias dessas são espécies-chave vegetais, como *Ficus* spp., das quais dependem um grande número de outras espécies animais. Alguns gêneros de morcegos, como *Carollia*, *Sturnira* e *Artibeus* desempenham papéis importantes na chuva de sementes de espécies pioneiras, como *Cecropia* spp., *Piper* spp., *Solanum* spp. e *Vismia* spp., que estão entre as plantas mais abundantes durante o início da sucessão primária e secundária na região Neotropical. Há no Brasil uma demanda por restauração de áreas degradadas (*sensu* Jackson e Hobbs 2009), mas o potencial de utilização de morcegos para tal fim ainda é pouco conhecido e utilizado, frente à sua capacidade de participar, influenciar e enriquecer os processos de sucessão vegetal (e.g. Bianconi et al. 2007; Bianconi et al. 2010). Este permanece um campo com enorme potencial de pesquisa no país, e tais dados podem ter importância na recuperação de áreas degradadas, em ações de conservação, e até mesmo de educação ambiental, pois será mais claro o real valor (ou da perda) dos serviços prestados por morcegos.

#### *Impactos da alteração do Código Florestal*

*Nota: 8,1*

O Código Florestal Brasileiro (Lei 4771/1965) passou por significativas mudanças no Congresso Nacional no ano de 2011. As propostas legislativas de redução e descaracterização das Áreas de Preservação Permanentes e Reservas Legais trarão impactos na ecologia, riqueza, diversidade e serviços prestados pela fauna no Brasil (Galetti et al. 2010; Develey

& Pongiluppi 2010; Imperatriz-Fonseca & Nunes-Silva 2010; IPEA 2011). Morcegos também serão afetados e isso se dará de diversas formas, incluindo a perda direta, a fragmentação e a deterioração de habitats e da vegetação remanescente, com a redução da oferta de abrigos e de alimento. Espécies associadas a formações florestais, como matas ripárias e ciliares, poderão experimentar decréscimo significativo na disponibilidade de habitat, considerando-se que haverá a redução da largura das faixas de preservação permanente ao longo dos rios e corpos d'água.

Outro efeito prejudicial aos morcegos é a homogeneização de paisagem, com a conversão de remanescentes vegetais em plantações agrícolas. Em várias regiões do país, como no Cerrado e na Mata Atlântica, os remanescentes vegetais em meio às matrizes agrícolas representam importantes pontos de abrigo e forrageio para morcegos (e.g. Bianconi 2003; E. Bernard dados não publicados) e estas áreas frequentemente agem como facilitadores da conectividade (*stepping stones*) entre áreas florestadas, como visto para *Lonchophylla dekeyseri* em áreas desmatadas de Cerrado (Aguiar et al. 2006). A perda e conversão em áreas agrícolas destes remanescentes vegetais poderá intensificar o isolamento entre populações, comprometendo o fluxo gênico não apenas entre os morcegos, mas também das espécies vegetais para as quais eles são importantes polinizadores e dispersores de sementes. Desta forma, as alterações no Código Florestal trarão consequências também no comprometimento da qualidade de serviços ambientais prestados pelos morcegos.

Mas talvez a consequência mais nefasta das alterações no Código Florestal seja a mensagem embutida neste processo. Ao desobrigar os proprietários rurais a recuperar áreas consolidadas e reservas legais que foram ocupadas pela agricultura e pecuária antes de 2008, o Congresso Nacional transmite uma mensagem de anistia aos descumpridores da legislação ambiental brasileira, premiando as más práticas, ao invés de reconhecer o esforço daqueles que buscaram o caminho da legalidade. Essa representa uma mensagem desanimadora para a sociedade em geral, considerando-se que a efetiva conservação da biodiversidade passa obrigatoriamente pelo cumprimento da legislação e por mecanismos de comando e controle eficientes e sérios.

#### *Fisiologia aplicada à Conservação*

*Nota: 7,8*

O uso de conceitos e métodos da Fisiologia tem enorme potencial para responder questões de cunho conservacionista e a proposta de aproximação destas duas áreas levou ao surgimento de um campo de pesquisa, a Fisiologia Aplicada à Conservação (Carey 2005; Wikelski & Cook 2006). Seu objetivo principal é entender quais são e como agem os efeitos das ações antrópicas sobre as espécies, como forma de avaliar a magnitude e prever os impactos destas ações. As mudanças de causa antrópica têm sido bastante rápidas e apresentam taxas de modificação ambiental que fogem das possibilidades de muitas espécies para produzir ajustes de caráter evolutivo (Navas & Cruz-Neto 2008). Portanto, estas mudanças podem ser consideradas agentes estressores e os indivíduos expostos a elas têm que manter a homeostase como forma de assegurar a sustentação da população (Humphries et al. 2002; Helmuth et al. 2005). Tanto ajustes fisiológicos quanto comportamentais podem ser utilizados pelos animais para manter a homeostase, mas é mais comum que ajustes fisiológicos sejam os únicos que permitam uma rápida adequação e a manutenção do equilíbrio interno (Carey 2005; Wikelski & Cooke 2006). A capacidade dos animais em ajustar sua fisiologia para manter a homeostase em face à novas condições recebe o nome de capacidade alostática (Romero et al., 2009; McEwen & Wingfield 2010). Usualmente, esta capacidade é suficiente para assegurar a manutenção do equilíbrio interno do organismo. Todavia se a mudança, pela sua duração ou magnitude, leva a capacidade alostática ao limite máximo (sobrecarga alostática), os indivíduos não conseguem manter o equilíbrio interno e, portanto, entram em um estado de estresse, o qual pode levar a extinção local da população (McEwen & Wingfield 2010).

A quantificação de parâmetros associados ao metabolismo energético, termal e hídrico (especialmente em termos de taxas e limites de tolerância), e de parâmetros que indexam a saúde de um animal (padrões endócrinos, imunológicos e hematológicos) vêm sendo utilizados como medidas da capacidade alostática e usados para identificar, mensurar e prever os efeitos de diversos tipos de ação antrópica em diversas espécies de animais (revisões em Chown & Gaston 2008; Wikelski & Cooke 2006; Wingfield 2008; ver também Bozinovic et al. 2011; Martin 2009). Para morcegos, contudo, esta abordagem foi utilizada até o momento de forma direta em apenas poucos estudos (Humphrey et al. 2002; Henry et al. 2007; Willis et al. 2011).

Dado que morcegos apresentam uma grande diversidade fisiológica, o potencial para o uso de métodos e conceitos de FAC para acessar problemas de cunho conservacionista para estes mamíferos no Brasil é enorme e deve ser melhor explorada. Exemplos de estudos com potencial incluem a investigação da relação entre metabolismo energético, mudanças climáticas e suas consequências para a distribuição de nossas espécies de morcegos, a investigação de alterações nos padrões fisiológicos das espécies afetadas por doenças associadas em parte às alterações de origem antrópica, e a determinação da sensibilidade das espécies à fragmentação. Especificamente para nossa fauna, sugerimos que o uso de marcadores fisiológicos, além de permitirem obter dados em uma janela temporal mais rápida do que a de métodos mais tradicionais, seriam extremamente úteis para determinar a magnitude do impacto e o grau de resposta de morcegos à fragmentação dos ambientes naturais do Brasil, uma das mais sérias ameaças à conservação dos morcegos no Brasil.

### *Escassez de estudos moleculares*

*Nota: 7,8*

Um dos fatores que dificulta a identificação e descrição de novos táxons é a ocorrência de espécies crípticas, ou seja, espécies cuja semelhança morfológica superficial faz com que elas sejam classificadas como uma única espécie nominal (Bickford et al. 2007). Um estudo recente, detalhando a composição taxonômica de 408 espécies de mamíferos descritas desde 1993, confirma que cerca de 60% destas espécies são crípticas e aponta que morcegos contribuíram com 23% das novas descrições (Ceballos & Ehrlich 2009). Para os morcegos, o número de novas espécies é maior do que o esperado, com um potencial ainda não esgotado de ocorrência de novas espécies (Reeder et al. 2007; Ceballos & Ehrlich 2009). A maior parte das novas descrições ocorreu na América do Sul e na Ásia. Cerca de 12% destas ocorrências se deram em paisagens dominadas (> 50%) pela agricultura e 20% em regiões com altas densidades populacionais, indicando alta vulnerabilidade das novas espécies (Ceballos & Ehrlich 2009).

As técnicas moleculares são uma importante ferramenta para o estudo da biologia de populações animais, especialmente para aquelas cujas informações são difíceis de ser obtidas por meio de observações diretas, como é o caso dos morcegos (Bryja et al. 2009). Essas técnicas estão se tornando mais baratas e acessíveis para os pesquisadores, e quando combinadas com abordagens clássicas baseadas em caracteres morfológicos e ecológicos têm contribuído para o aumento da precisão na identificação de possíveis espécies novas e crípticas (e.g. Bickford et al. 2007; Pfenninger & Schwenk 2007). Entretanto, no Brasil ainda são poucos os estudos com este tipo de abordagem e focados em morcegos (e.g. Ditchfield et al. 2007; Redondo et al. 2008; Gomes et al. 2010; Pavan et al. 2011).

Além de informações taxonômicas, a ampliação do uso de marcadores moleculares no estudo dos quirópteros no Brasil também pode levar à descrição e compreensão de peculiaridades, como por exemplo, a biologia de abrigos, dispersão e padrão de distribuição de espécies (e.g. Mayer & Helversen 2001; McCracken et al. 2006; Furmankiewicz & Altringham, 2007; Bilgin et al. 2008; Salgueiro et al. 2010), sistemas de reprodução, acasalamento e paternidade (e.g. Heckel et al. 1999; Arnold, 2007; Senior et al. 2011), filogeografia e filogenia (e.g. O'Brien et al. 2007; Rossiter et al. 2007; Rued et al. 2008), e estudos de genética da conservação (e.g. Salgueiro et al. 2008; Floyd et al. 2009). Para tanto, juntamente com a coleta de exemplares-testemunho, a coleta de amostras para estudos moleculares deveria ser incluída nas licenças de captura e coleta, e ser feita de forma sistematizada pelas equipes que vão a campo. Um pequeno pedaço de tecido da asa ou uropatágio, ou uma pequena quantidade de sangue, são suficientes para fornecer amostras de DNA de boa qualidade que podem ajudar a responder várias questões envolvendo morcegos, que até o momento permanecem sem resposta no país.

### *Morcegos e a indústria de exterminadores de pragas*

*Nota: 7,8*

Como animais silvestres e autóctones, morcegos deveriam gozar de proteção de acordo com a legislação vigente no Brasil (por exemplo, Lei 5197/67 - Lei de Proteção à Fauna - ou pela Constituição Federal, art. 225, parágrafo 1º, inciso VII). Entretanto, há uma forte pressão para que estes animais sejam tratados como pragas urbanas e rurais, alvo de empresas "exterminadoras de pragas". A Instrução Normativa IBAMA nº 141/2006, que regulamenta o manejo e controle ambiental da fauna sinantrópica nociva, indica que populações de espécies podem ser declaradas nocivas pelos órgãos federais ou estaduais do meio ambiente ou, ainda, pelos órgãos da Saúde e Agricultura, quando assim acordado com o órgão do meio ambiente.

A IN 141/2006 declara que, observadas a legislação e as demais regulamentações vigentes, morcegos são espécies passíveis de controle por órgãos de governo da Saúde, da Agricultura e do Meio Ambiente, sem a necessidade de autorização por parte do IBAMA somente em áreas urbanas e peri-urbanas, e para *Desmodus rotundus* em regiões endêmicas para a raiva e em regiões consideradas de risco de ocorrência para a raiva, a serem caracterizadas e determinadas por órgãos de governo da Agricultura e da Saúde, de acordo com os respectivos planos e programas oficiais.

Infelizmente esta instrução normativa é frequentemente desrespeitada. As práticas de extermínio, executadas por profissionais despreparados e pouco qualificados, não fazem distinção de espécies ou situações e ocorrem mesmo quando não há a autorização dos órgãos ambientais e nem a declaração expressa de que morcegos são nocivos. São frequentes nos anúncios das empresas de extermínio a oferta de "desmorcegação", juntamente com o fim de baratas, cupins, ratos, pombos ou outras "pragas". A indústria de exterminadores de pragas movimenta bastante dinheiro no Brasil e conta com a desinformação da sociedade e a omissão das autoridades no controle das atividades, práticas e produtos utilizados. Substâncias e práticas proibidas são amplamente anunciadas e executadas por empresas mal preparadas ou de má-fé.

O efeito acumulativo em longo prazo das más práticas destas empresas sobre os morcegos é desconhecido, e pode expor populações ao risco real de extinções locais. Também são desconhecidas as conexões indiretas que a mortandade de espécies insetívoras urbanas pode ter sobre, por exemplo, o aumento do número de insetos prejudiciais à saúde humana (veja tópico específico sobre serviços ambientais).

### *Lacunas no conhecimento da distribuição das espécies*

*Nota: 7,7*

Apesar de progressos significativos nos últimos 15 anos, que resultaram na descrição de novas espécies e gêneros (e.g. Fazzolari-Correa 1994; Gregorin & Dietchüeld 2005; Gregorin et al. 2006; Taddei & Lim 2010; Moratelli et al. 2011) e na

extensão em centenas ou mesmo milhares de quilômetros na distribuição conhecida de várias espécies de morcegos no país (e.g. Nogueira et al. 2008; Dalponte & Aguiar 2009; Pimenta et al. 2010; Gregorin & Loureiro 2011; Gregorin et al. 2011), a informação sobre a ocorrência e distribuição das espécies que aqui vivem é heterogênea e fragmentada.

Cerca de 60% do território brasileiro ainda não contam sequer com um único registro formal de espécies de morcegos (Bernard et al. 2011b). Em porcentagem, o bioma mais bem amostrado é a Mata Atlântica (cerca de 80%), e a Amazônia o menos (com 23%). Mas nenhum dos biomas brasileiros pode ser considerado minimamente amostrado. O número médio de espécies por 3.000 km<sup>2</sup> varia de 4,8 no Pampa, a 13,7 na Mata Atlântica, valores muito baixos considerando-se que o Brasil tem conhecidas 174 espécies de morcegos (Reis et al. 2006; Paglia et al. 2011). O mais grave é que, se mantido o atual ritmo de inventários, serão necessário 33 anos antes que todo o país disponha de pelo menos um registro formal de espécies de morcegos, mas mais 200 anos até que possamos considerar o Brasil minimamente amostrado para a sua fauna de morcegos (Bernard et al. 2011b).

Este tempo é longo demais, principalmente considerando que várias das lacunas de conhecimento para morcegos no país se sobrepõem com frentes de desmatamento e expansão do agronegócio. Estamos diante de um risco real de chegarmos atrasados, sem a possibilidade de conhecermos os morcegos destes locais antes que eles sejam significativa e definitivamente alterados e impactados. As áreas que contém lacunas de informações e que se sobrepõem às frentes de desmatamento devem receber prioridade no estudo dos morcegos no país.

Uma fonte de dados de extrema relevância e pouco utilizada são os EIA/RIMA. Várias obras de grande porte estão em execução no Brasil, e por lei precisam avaliar seus impactos, executando estudos sobre a flora e fauna de porções pouco conhecidas do país. Atualmente, com as condicionantes dos órgãos fiscalizadores quanto a estes estudos, gera-se um montante apreciável de dados, alguns mais precisos e confiáveis. Embora muitos estudos sejam públicos, uma série de fatores dificulta acesso real aos dados: 1) o longo tempo (dois ou mais anos) de embargo por parte do empreendedor para a publicação dos dados, 2) a não publicação ou divulgação da totalidade dos resultados, e 3) as dificuldades em encontrar tais documentos públicos após os relatórios terem sido aprovados. Atualmente há a exigência de tombamento de espécimes em coleções e, uma vez tombado, este material é público e deveria ou poderia ser divulgado rapidamente para e pelo meio científico, se for de interesse imediato para a nossa biodiversidade (como registros ou mesmo espécies novas). “Destruir” tais mecanismos que protegem os dados pode contribuir significativamente para a melhoria da informação sobre lacunas na distribuição das espécies de morcegos no Brasil.

Entretanto, esses progressos necessitam obrigatoriamente de melhor preparo dos profissionais elaboradores dos RIMA e exigências mais criteriosas dos fiscalizadores quanto à confiabilidade dos dados (e.g., métodos de identificação das espécies) e preparação do material (veja tópico sobre formação profissional em taxonomia). É de se estranhar que taxonomistas experientes tenham dificuldades em identificar alguns indivíduos, mesmo com todo o conhecimento e ferramentas disponíveis, ao passo que muitos dos profissionais elaboradores de RIMA têm extrema facilidade em fazê-lo, mesmo sem muita experiência teórico-metodológica, e ainda em campo com o indivíduo vivo.

#### *Impacto da geração de hidreletricidade*

*Nota: 7,7*

O país experimenta um crescimento significativo nas obras relacionadas à geração de energia elétrica, incluindo a ampliação do número de usinas (UHE) e de pequenas centrais hidrelétricas (PCH). Dados da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) indicam que atualmente existem no país 180 UHE em operação, 12 em construção, 412 PCH em atividade, 35 em construção e pelo menos 1000 novos projetos em análise. Os locais de instalação destas estruturas estão relacionados à configuração do leito dos rios e há uma preferência por cursos d'água que corram em desnível maior, com quedas e cortando gargantas ou paredões. Em determinados locais, afloramentos rochosos, paredões, grutas e cavernas associados aos leitos dos rios são importantes pontos de abrigo para espécies de morcegos, várias delas pouco conhecidas (e.g. *Neoplaticyops mattogrossensis*, *Peropteryx trinitatis*, *Pteronotus gymnonotus* e *P. personatus*, *Natalus espiritosantensis*, *Nyctinomops* spp. - V. Tavares & P.E.D. Bobrowiec, com. pessoal). Esses ambientes associados aos leitos dos rios são geralmente inundados para a formação dos reservatórios, representando uma perda direta de abrigo para populações das espécies de morcegos que utilizam estes locais. Tais obras localizam-se frequentemente em rios distantes dos centros urbanos da Amazônia ou Cerrado, que são lacunas amostrais para morcegos no Brasil, como por exemplo, ao longo dos rios Madeira em Rondônia (UHE Santo Antônio e UHE Jirau), Xingu no Pará (Belo Monte), ou Teles Pires e Apicás, no Mato Grosso/Pará (Complexo HE Teles Pires) (veja Bernard et al. 2011b).

Apesar dos efeitos deletérios que empreendimentos hidroelétricos têm sobre a biodiversidade, poucos estudos trazem análises de impactos causados por hidrelétricas aos morcegos (e.g. Cosson et al. 1999; Meyer & Kalko 2008; Rebelo & Rainho, 2009) e nenhum deles foi realizado no Brasil. Até pouco tempo morcegos sequer eram cogitados como grupo de estudo em EIA/RIMA no país e o impacto das obras sobre o grupo era completamente negligenciado. Houve avanços, e hoje vários empreendimentos incluem morcegos entre os grupos amostrados. Mesmo assim, a maior parte dos EIA/RIMA referentes à geração hidrelétrica no país ainda ignora o impacto destas obras na disponibilidade de abrigos para as espécies afetadas. Além disso, por restrições contratuais que impedem a publicação dos dados antes do início da operação dos empreendimentos, pela demora na triagem fina do material coletado nos EIA, e até mesmo pela dificuldade

de publicação de listas simples decorrentes deste tipo de estudos em curto prazo, a informação sobre quais espécies estão sendo afetadas geralmente é disponibilizada de maneira pretérita, com o impacto já consumado. São raras as iniciativas reais de manejo das populações de morcegos afetadas por empreendimentos no país. Ainda prevalece a mentalidade de que, pela capacidade de voo, morcegos conseguiriam escapar dos impactos das obras. Esta falsa premissa ignora que mesmo que escapem, as espécies frequentemente perderão seus abrigos e disponibilidade de alimento.

#### *Interações entre morcegos e turbinas eólicas*

*Nota: 7,3*

Cerca de 71 mil km<sup>2</sup> do território nacional contam com velocidades de vento adequadas à geração de energia (Amarante et al. 2001). A energia eólica não chega a 1% da atual matriz energética brasileira. O Governo Brasileiro promove a instalação de novos parques eólicos e projeta-se para 2030 uma previsão de potência instalada eólica no país cinco vezes maior que a atual (ABEEólica 2011). Isso significa que centenas de aerogeradores deverão entrar em operação no país nos próximos anos. Estudos em várias partes do planeta indicaram a ocorrência de colisões de morcegos com aerogeradores, causando a morte dos animais. A frequência e magnitude destas colisões podem ser ameaças significativas à conservação de populações de morcegos (Barclay et al. 2007; Arnett et al. 2008; Cryan & Barclay 2009).

As causas que levam os morcegos a colidirem com os aerogeradores não são bem conhecidas, mas existem várias hipóteses: atração dos morcegos em busca de insetos atraídos pelas turbinas; colisão em rotas migratórias; atração por sons audíveis e/ou ultrassônicos produzidos pelos aerogeradores; atração pela movimentação das pás; desorientação acústica ou bloqueio do sistema de ecolocalização dos morcegos por ultra-frequências produzidas pela movimentação das pás e sua consequente incapacidade de identificação destas; e desorientação causada por interferência por campos magnéticos próximos às turbinas (Barclay et al. 2007; Kunz et al. 2007a; Baerwald et al. 2008). Há ainda estudos que mostram a morte dos morcegos por barotrauma por descompressão ao se aproximarem das pás das turbinas, sem que haja necessariamente a colisão com estas (Dürr & Bach 2004; Baerwald et al. 2008).

Há consenso que o conhecimento atual sobre as causas das colisões é insatisfatório (Kunz et al. 2007b) e esta situação é crítica no Brasil, onde o conhecimento relativo aos impactos dos aerogeradores sobre a fauna de morcegos é escasso, os critérios técnicos para a avaliação dos impactos não são claros, e a pouca informação disponível está restrita a EIA/RIMA, frequentemente conduzidos por profissionais inexperientes, resultando em relatórios superficiais e não acessíveis à população. Para o Nordeste, região que abriga o maior potencial de geração eólica e também os maiores parques instalados no país, não existem dados publicados sobre a mortalidade de morcegos por aerogeradores. Mais além, algumas das áreas escolhidas para a instalação dos parques eólicos estão localizadas exatamente sobre grandes lacunas de conhecimento sobre a fauna de quirópteros do Brasil (veja Bernard et al. 2011b). Os efeitos cumulativos da mortalidade de morcegos vitimados por colisões com aerogeradores podem ter impactos significativos em longo prazo nas populações das espécies afetadas (Kunz et al. 2007a, 2007b; Arnett et al. 2008). Estudos científicos pré e pós-instalação dos parques eólicos (veja ASM 2008) não estão sendo conduzidos de maneira adequada no Brasil e há uma clara e urgente necessidade de executá-los.

#### *Deficiência de dados e as implicações para o status de conservação das espécies*

*Nota: 7,3*

O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), responsável pela elaboração da lista de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção, utiliza os critérios estabelecidos pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) para a classificação das espécies quanto ao status de conservação e risco de extinção (IUCN, 2001). A classificação proposta pela IUCN é internacionalmente aceita por vários organismos governamentais e não governamentais e baseia-se em cinco critérios: A) Redução do tamanho da população (no passado, no presente, ou numa projeção para o futuro); B) Tamanho e variação na área de ocorrência ou na área de ocupação da espécie; C) Número de indivíduos sexualmente maduros; D) Tamanho populacional reduzido; e E) Probabilidade de extinção da espécie na natureza em relação ao tempo ou ao número de gerações. Para cada um destes critérios, existem subcritérios adicionais, que permitem uma melhor definição do nível de ameaça e das causas desta ameaça.

O exame detalhado destes critérios nos coloca diante de uma constatação: a comunidade de quiropterologistas brasileiros não dispõe de dados quantitativos em nível nacional sobre declínio populacional para a quase totalidade das espécies de morcegos do país (critério A), não tem dados de inventário sobre o número de indivíduos sexualmente reprodutivos (critério C), não possui estudos demográficos que permitam estimar tamanhos populacionais (critério D) e, conseqüentemente, também não dispõe de análises de viabilidade de populações (critério E). Quanto ao critério B (tamanho e variação na área de ocorrência ou na área de ocupação da espécie), as lacunas apontadas no tópico sobre o conhecimento da distribuição das espécies brasileiras indicam a precariedade das informações disponíveis: 60% do país não dispõem de um único registro sequer de espécies de morcegos (Bernard et al. 2011b).

Na prática, o principal critério que vem sendo utilizado para a classificação do nível de ameaça das espécies está relacionado com a redução na qualidade dos habitats, por desmatamento ou degradação, por exemplo. A perda e degradação experimentada nos habitats brasileiros resultam em projeções de reduções populacionais ou da distribuição

das espécies. Em um cenário utópico, onde não houvesse esta perda ou degradação, a quase totalidade das espécies de morcegos brasileiros seria então classificada como “Dados Insuficientes”, devido à total ausência de informações básicas sobre as espécies. Mais além, os vários registros de expansão da distribuição e ocorrência de várias espécies no país, alguns deles de milhares de quilômetros, também influenciarão no tamanho das áreas de distribuição e ocorrência das espécies, com consequências em suas classificações. Isso ressalta a importância do estabelecimento imediato de programas de monitoramento das espécies brasileiras (veja tópico específico).

A falta de dados sobre as espécies de morcego em nível nacional pode ser parcialmente suprida com iniciativas de avaliação regionais sobre o estado de conservação das espécies (Zamin et al. 2010), resultando em listas vermelhas estaduais. Estas listas vermelhas regionais podem identificar populações ameaçadas ou mais susceptíveis a declinar em uma escala espacial mais detalhada, permitindo o desenvolvimento de uma estratégia preventiva, e impedindo que declínios populacionais locais levem toda uma espécie a se tornar ameaçada de extinção em um nível maior de abrangência. Atualmente, apenas Espírito Santo, Minas Gerais, Pará, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo dispõem de listas estaduais de espécies ameaçadas. Iniciativas similares devem ser estimuladas para os demais estados brasileiros. Alguns estados dispõem de informações e corpo técnico qualificados para tal tarefa, faltando organização e vontade política para a conclusão das avaliações. No Brasil a legislação demanda que exista um plano de ação para as espécies ameaçadas. De acordo com a Portaria Conjunta nº 316 de 9/9/2009 do MMA e ICMBio, o Brasil irá adotar os seguintes instrumentos da política Nacional de Biodiversidade: listas nacionais oficiais de espécies ameaçadas de extinção; livros vermelhos das espécies ameaçadas de extinção e planos de ação nacional para a conservação de espécies ameaçadas de extinção. Para morcegos, até o momento, só *Lonchophylla dekeyseri* teve o seu plano elaborado (Aguar et al. 2006).

#### *Falta de investimentos e estrutura em museus e coleções científicas*

Nota: 7,2

Os museus e coleções biológicas deveriam ser bastiões da política estratégica de conservação da biodiversidade brasileira. Neles estão depositados os espécimes coletados e que nos permitem ter noção do quão (in)completa é a amostragem dos morcegos brasileiros e identificar onde estão as lacunas de amostragem (ver tópico lacunas no conhecimento da distribuição das espécies). Os museus também seriam um dos centros de formação, capacitação e atuação dos taxonomistas (ver tópico falta de formação de profissionais qualificados em taxonomia). Infelizmente, o investimento nacional na criação e manutenção das coleções e no suporte técnico e científico das mesmas é reduzido e como consequência a infraestrutura destas instituições é extremamente precária. As coleções, além dos espécimes coletados, também deveriam ter pessoal, estrutura e planejamento para armazenarem bancos de tecidos (pele, fígado, sangue) e, no caso particular dos morcegos, bibliotecas de sinais de ecolocalização para as espécies brasileiras.

Recentemente o Brasil e o mundo perderam quase que por completo a coleção herpetológica do Instituto Butantan, que estava instalada em situação inadequada e sem nenhum recurso de acondicionamento e/ou segurança. A situação de grande parte das coleções de morcegos existentes no país não é muito diferente daquela que existia no Butantan no que se refere à segurança e adequabilidade de instalações e condições. Além disso, a maioria delas é mantida por esforço pessoal de pesquisadores e sua manutenção em longo prazo se torna motivo de preocupação da comunidade científica perante a saída destes pesquisadores das instituições onde estão alocados, por aposentadoria ou falecimento, por exemplo.

As coleções de morcegos no Brasil ainda são pouco representativas espacial e taxonomicamente frente à quiropterofauna do país. Estima-se que existam aproximadamente 110.000 exemplares de morcegos depositados em coleções científicas no Brasil, com uma média de 628 indivíduos/espécie (R. Gregorin, com. pes.). Cerca de 60% desse material estão depositados no Sudeste. Além desta assimetria na distribuição das coleções, a média por espécie não condiz com a realidade da prática taxonômica. Há espécies taxonomicamente bem conhecidas com muitos exemplares em coleções, embora estudos populacionais e filogeográficos mostrem dados importantes de variação para estas taxa (e.g. *C. perspicillata*, *D. rotundus*, *A. lituratus*, *S. liliium*). Boa parte das espécies de morcegos com distribuição para o Brasil (ou complexos de espécies) ainda são representadas por poucos exemplares, incluindo praticamente todos os molossídeos, muitos filostomíneos, embalonurídeos, e muitos vespertilionídeos. O incremento de acervos para táxons específicos, fornecendo amplas séries para estudos sistemáticos/taxonômicos (ver item formação de recursos humanos) é um dos pontos primordiais para preencher tais lacunas. O treinamento e capacitação em curadoria dos profissionais responsáveis pelas coleções também é fundamental, bem como o estímulo ao intercâmbio de material coletado entre instituições, e o estímulo a editais específicos de fomento às coleções (Brito et al. 2009).

#### *Falta de formação de profissionais qualificados em sistemática e taxonomia.*

Nota: 7,1

A Sistemática e a Taxonomia são pilares de todas as linhas de pesquisa em ciências biológicas, fornecendo informações básicas e fundamentais para o desenvolvimento de qualquer trabalho em Ecologia, Zoologia, Conservação, Biogeografia, Macroecologia, Genética e Evolução (Mace 2004; May 2004; Wilson 2004). Estudos sistemáticos se tornaram cada vez mais imprescindíveis perante a atual crise da biodiversidade, para sustentar programas robustos de conservação e para

documentar a diversidade biológica (Wheeler et al. 2004; Possingham et al. 2007; Schlick-Steiner et al. 2010). Por outro lado, a Sistemática e a Taxonomia enfrentam um momento de crise pela falta de subsídios e escassez de profissionais capacitados formados para atuar na identificação e catalogação da biodiversidade (Wilson 2003; Wheeler et al. 2004; Carvalho et al. 2007). Considerando o atual número de especialistas em sistemática e taxonomia e nossa infraestrutura de coleções científicas e museus, estima-se que serão necessários 700 anos para que nossa biodiversidade seja devidamente descrita (Lewinsohn e Prado 2002).

Ocorre, portanto, um certo contrassenso, pois por um lado a sociedade espera soluções para os problemas ambientais, principalmente com relação à perda da biodiversidade, mas investe muito pouco na ciência da sistemática e valoriza muito pouco os profissionais com ela envolvidos (Wilson et al. 2007). Este cenário é agravado pelo fato de que os poucos taxonomistas em atividade e, conseqüentemente o processo de descrição e catalogação de espécies, estão distribuídos heterogeneamente tanto em termos espaciais quanto em grupos de especialidade (Bonnet et al. 2002; Wilson et al. 2007; Rodrigues et al. 2010; Joppa et al. 2011; Tancoigne et al. 2011). A situação para a taxonomia das espécies de morcegos presentes no Brasil não é diferente. Embora o interesse pela atividade venha crescendo nos últimos anos, com resultados importantes (veja Bernard et al. 2011b), a situação é preocupante frente ao reduzido número de profissionais dedicado à esta área no Brasil (Gregorin 2002; Gregorin & Tavares 2008).

É necessário sensibilizar a comunidade acadêmica sobre a real importância da sistemática e da taxonomia para resultar em um incremento no fomento para este ramo da ciência. Restrições impostas por parte da sociedade, como a prática da coleta de material biológico e incremento dos acervos biológicos, onde coletores são vistos em muitos debates com atores contra a conservação da nossa biota, devem ser repensadas (Patterson 2000, 2002). A demanda pela formação de novos taxonomistas depende da contratação e inserção nos programas de pós-graduação de mais profissionais, que devem atentar para a formação de recursos humanos como um dos aspectos de sua produtividade.

#### *Inexistência de um programa nacional de marcação e monitoramento*

*Nota: 7,0*

O Brasil ainda não dispõe de um programa de marcação e monitoramento de deslocamentos de morcegos, nos moldes daquele existente para aves, coordenado pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE/ICMBio). Desde antes do 11th International Bat Research Conference, realizado em 1998 em Pirenópolis, Goiás, que a comunidade de pesquisadores de quirópteros discute a necessidade de criação deste programa, mas ele ainda não saiu do papel. Existem várias iniciativas isoladas de marcação de morcegos em curso, mas a inexistência de um programa sistematizado e padronizado de marcação e monitoramento de morcegos no Brasil acentua algumas lacunas de informações sobre questões básicas referentes às espécies que aqui vivem: não sabemos quais e quanto nossas espécies são capazes de se deslocar, se elas efetuam movimentos migratórios, ou mesmo se as populações estão experimentando flutuações em número de indivíduos.

A informação sobre a existência de movimentos migratórios entre as espécies de morcegos no Brasil é necessária para o suprimento de várias lacunas hoje existentes. Questões como a fidelidade ao abrigo, comportamento social e ecologia alimentar podem ser respondidas com a marcação de indivíduos. A instalação de usinas eólicas e avaliação de seus impactos sobre possíveis rotas de migração de espécies insetívoras, frugívoras ou nectarívoras também depende de um programa sistemático de marcações. A existência de informações sobre a migração de morcegos entre municípios no Brasil facilitaria e tornaria mais ágil a execução de iniciativas conjuntas de intervenção no controle de surtos rábicos, por exemplo. Já a inexistência de informações sobre migrações entre o Brasil e os países vizinhos impede o estabelecimento de iniciativas conjuntas de conservação. Além disso, ao contrário de Argentina, Bolívia, Paraguai e Peru, o Brasil não é signatário de acordos internacionais já estabelecidos sobre este assunto, como a Convenção sobre Espécies Migratórias ([www.cms.int](http://www.cms.int)). Baseado nesta Convenção foi possível estabelecer, por exemplo, o Acordo sobre a Conservação das Populações de Morcegos Europeus (Eurobats – [www.eurobats.org](http://www.eurobats.org)).

A disponibilização de dados de marcação por pesquisadores é uma matéria delicada e ainda deve ser bastante discutida. Entretanto, a possibilidade de um programa nacional traz consigo a necessidade de elaboração de planos e regras para a marcação dos animais, indicando qual(is) a(s) melhor(es) forma(s) de marcar cada espécie, além da necessidade de contratação de pessoal para manutenção dos bancos de dados. Várias técnicas são possíveis e podem ser escolhidas de acordo com a duração e objetivo dos projetos. Mas como todos os métodos afetam os morcegos de alguma maneira, a marcação deve ser feita com critério e cuidado para minimizar os potenciais riscos ao indivíduo marcado. As marcações não podem e não devem se transformar em mais uma ameaça aos morcegos.

#### *A ampliação do rebanho bovino brasileiro, a transmissão do vírus da raiva e o aparecimento de doenças emergentes*

*Nota: 6,9*

A produção de carne bovina vem crescendo sistematicamente no Brasil desde meados da década de 1990. Este rebanho atende tanto ao crescente consumo interno (37,5 quilos/habitante/ano em 2010), quanto a exportações (1,86 milhões de toneladas em 2010), e o crescimento se dá mesmo com a elevação dos preços nos mercados interno e externo (38,7% no varejo, e 32,9% para o consumidor brasileiro, e 18% no valor de exportação - ABIEC 2011). O crescimento do rebanho bovino traz impactos diretos em virtualmente todos os biomas brasileiros, como a conversão de áreas naturais



em pastagens, perda de vegetação nativa, fragmentação de habitats, além de queimadas provocadas para formação de pasto (e.g. Arima et al. 2005; Fearnside 2006). Estes impactos afetam morcegos da mesma forma como descrito nos tópicos alterações no Código Florestal e ampliação da produção de açúcar e etanol.

A ampliação do rebanho bovino brasileiro também pode influenciar diretamente nos fatores biológicos e não biológicos relacionados à transmissão do vírus rábico por *Desmodus rotundus* (Schneider et al. 2009). Entre os fatores biológicos estão o aumento da disponibilidade de recursos alimentares (gado) e suas consequências no tamanho das populações da espécie. Já entre os não biológicos estão as alterações ambientais associadas ao processo produtivo da carne e suas frentes de expansão, as condições de vida e trabalho das pessoas envolvidas nestas atividades, o acesso à medidas profiláticas contra a transmissão do vírus da raiva, e o controle de populações dos morcegos hematófagos (Schneider et al. 2009).

O papel dos morcegos hematófagos na transmissão de lyssavirus causadores da raiva é bem conhecido (e.g. Rupprecht et al. 2002; Schneider et al. 2009), entretanto, mais recentemente, morcegos passaram a receber maior atenção pela constatação que eles estão envolvidos na transmissão dos agentes de outras doenças emergentes, como os vírus Nipah, Hendra, Ebola, Marburg, ou de coronavírus do tipo SARS (FAO 2011; Kuzmin et al. 2011). A mobilidade dos morcegos, associada à plasticidade no uso de abrigos, e à diversidade de hábitos e itens alimentares indicam que eles podem transportar material viral para várias outras espécies em várias localidades por unidade de tempo (Woo et al. 2009; Kuzmin et al. 2011).

Excluindo-se a raiva, ainda há uma grande lacuna no conhecimento do papel dos morcegos na transmissão de doenças emergentes no Brasil. Mais além, a capacidade dos órgãos governamentais brasileiros para o monitoramento da saúde e risco associados à fauna silvestre ainda é bastante limitada, e agravada pela falta de informações ecológicas sobre potenciais hospedeiros e espécies transmissoras. O melhor conhecimento do papel dos morcegos na transmissão de doenças está relacionado com a conservação do grupo como um todo, pois é justamente esta relação o argumento frequentemente usado por iniciativas de “controle” de morcegos no país (veja tópico sobre a indústria de exterminadores de pragas). Como na maioria das vezes estas iniciativas não contam com participação de profissionais preparados para tal, o resultado prático é o extermínio ou a redução drástica de populações de morcegos, indiferentemente de tratarem-se de espécies hematófagas ou não, se estão sadias ou não, representando uma ameaça real à conservação de algumas espécies e populações no país.

#### *Impactos da ampliação da produção de açúcar e etanol*

*Nota: 6,2*

O Brasil é o maior produtor mundial de cana de açúcar e as lavouras brasileiras são, em média, as mais produtivas do mundo. Contudo a evolução desta produtividade (3% ao ano) não é suficiente para atender a demanda projetada tanto de açúcar quanto de etanol (veja Bernard et al. 2011a e referências lá contidas). Segundo o Zoneamento Agroecológico da cana de açúcar (ZAE), produzido pela Embrapa, o Brasil possui cerca de 64,7 milhões de hectares (Mha) de terras potencialmente aptas para a expansão dessa lavoura (Manzatto et al. 2009). De fato, a área plantada com cana no país está em expansão: entre 2005 e 2009, no Centro-Sul do Brasil, maior região produtora, ela cresceu 54,5%, atingindo 7,16 Mha, com aumentos significativos em Goiás (126,2%), Mato Grosso do Sul (99,9%) e Minas Gerais (99,2%) (Silva et al. 2009). Em 2010, a área com cana no país aumentou 9,2% em relação a 2009, atingindo 8,1 Mha (Salvador 2010). Na safra 2005/06, 703 municípios da região Centro-Sul cultivaram cana. Em 2008/2009, foram 859 (Silva et al. 2009).

Os possíveis efeitos ambientais desta expansão da cana não são homogêneos e poderão ser mais graves em regiões como a Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco e o Cerrado. O ZAE indica que ainda existem cerca de 865 mil ha de áreas mediantemente aptas para a expansão da cana nos estados cobertos pela Mata Atlântica do Nordeste, por exemplo (Manzatto et al. 2009). No Cerrado, mesmo que a cana ocupe áreas de pastagens ou substitua outras lavouras, ela indiretamente contribuirá para a perda de paisagens naturais, pois as atividades preteridas ocuparão novas áreas (Sparovek et al. 2007, 2009). Atualmente, Pantanal e Amazônia encontram-se sob embargo para o plantio de cana. Mas as fortes pressões de setores associados ao agronegócio brasileiro e o processo em curso de transferência da responsabilidade de fiscalização e licenciamento ambiental da União para os estados podem alterar este cenário, expondo também estas regiões aos impactos da indústria sucro-alcooleira.

A conversão da paisagem natural destas regiões para plantações de cana representa uma ameaça à conservação das espécies de morcegos que lá vivem, uma vez que estas áreas já se encontram impactadas. Com a expansão da área plantada com cana haverá incremento na perda real de habitats para estas espécies, o que compromete a integridade dos últimos remanescentes florestais existentes em algumas regiões (como a Mata Atlântica do Nordeste e o Cerrado). As lavouras de cana contribuem para a fragmentação da paisagem, e criam uma matriz desfavorável aos morcegos, pois recebem grandes quantidades de agrotóxicos, são queimadas mais de uma vez ao ano durante a colheita, e não oferecem alternativas de abrigo e alimento para a quiropteroфаuna. Elas também resultam em uma aridez em escala espacial mediana, tanto pela própria fisiologia da planta na exigência de água, quanto pela prática indiscriminada de se plantar até as margens dos rios, ou usar estes corpos d'água para a liberação de parte dos resíduos da produção, levando à contaminação, assoreamento ou deterioração destes. Além disso, as frentes de expansão da lavoura canavieira também se sobrepõem às várias lacunas de conhecimento para os morcegos brasileiros (Bernard et al. 2011b).

### *A necessidade de iniciativas em Educação Ambiental*

*Nota: 6,0*

Salvo iniciativas locais e pontuais (e.g. Scavroni et al. 2008), não existem em nível nacional programas específicos de Educação Ambiental focados em morcegos. Iniciativas como a divulgação de informações qualificadas sobre estes animais pela internet (e.g. [www.casadosmorcegos.org](http://www.casadosmorcegos.org); [www.morcegolivre.vet.br](http://www.morcegolivre.vet.br)) são bastante louváveis, necessárias e devem ser replicadas. Entretanto, para a mudança da percepção da população brasileira sobre a importância dos morcegos e a necessidade de protegê-los precisaremos de muito mais esforços, coordenados, estruturados e focados especificamente para morcegos.

Atualmente, capitaneados principalmente por organizações não-governamentais ligadas à conservação de espécies, alguns países de língua espanhola da América Latina tem feito significativos esforços de divulgação focados em morcegos. Embora essa estratégia seja bastante eficiente em reunir em rede os profissionais que tratam da pesquisa e divulgação dos morcegos, há uma generalização que não é apropriada. Cada país lida com pressões diferenciadas e o conhecimento sobre morcegos também difere bastante, dependendo do grau de instrução de cada região. Países primordialmente produtores de gado, por exemplo, encontram problemas graves para desassociar a imagem dos morcegos da imagem de vampiros transmissores de raiva. Por outro lado, em países como a Costa Rica, onde o ecoturismo e a educação ambiental são atividades significativas, os morcegos são motivo de visitas as Unidades de Conservação (e.g. Vargas-Ulate 2009), onde podem ser facilmente observados, em semelhança a atividades de observadores de aves (birdwatchers). Essa é também uma atividade que gera divisas.

No Brasil, *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima 1983 e *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto & Taddei 1978, importantes espécies com caracteres evolutivos para a polinização em mamíferos, foram descritos por coletas em Unidades de Conservação (UC), nos Parques Nacionais Sete Cidades (PI) e Serra do Cipó (MG), respectivamente (Aguir et al. 2006). Essas UCs recebem visitantes que passam por lá sem obter sequer a informação da fauna que vão observar durante a estadia na área, quanto menos sobre terem sido o local da descrição original de algumas espécies. Fatos como esse exemplificam o longo caminho que ainda precisa ser percorrido para a educação ambiental no Brasil, e mais ainda naquela foca em morcegos.

A Educação Ambiental precisa deixar de ser vista como uma atividade menor da Ciência, e deve ser estimulada em todos os níveis escolares. As universidades precisam incluir esta matéria em suas grades curriculares, como forma de tentar auxiliar no processo de formação de profissionais que consigam traduzir a Ciência para uma linguagem palatável e que chegue a todos, em todos os níveis de educação, e por meio das diversas tecnologias de transferência de informação.

### *Colisões com veículos e estruturas lineares*

*Nota: 5,6*

Dados de 2004 do Departamento Nacional de Infraestrutura Terrestre (DNIT) indicam que o Brasil tem uma malha viária com cerca de 1.600.000 km, sendo 196.000 km pavimentados. Já o Departamento Nacional de Trânsito aponta que a frota brasileira atingiu no final de 2010 cerca de 65 milhões de veículos. Embora, *a priori*, o modo de deslocamento dos morcegos, o voo, diminua a chance de colisão com veículos em movimento, estudos em países temperados mostram que, embora com uma quiropterofauna muito menos diversificada, o impacto de colisões entre morcegos e veículos pode ser significativo, principalmente no caso de insetívoros aéreos (Lesinski 2007, 2008; Gaisler et al. 2009). Além da colisão com veículos, estruturas lineares como linhas de transmissão, cabos aéreos, cercas, estradas de ferro, dutos suspensos ou similares (e.g. Laurance et al. 2009) também representam potencial impacto de colisão envolvendo morcegos, além de outros distúrbios, como acessibilidade aos habitats (e.g. Goosem 1997; Kerth & Melber 2008).

No caso dos morcegos, seriam vulneráveis à colisão com veículos aquelas espécies que: a) se abriguem em estruturas junto às estradas, como manilhas, dutos de água, ou vãos de pontes, por exemplo; b) tenham padrões de emergência de abrigos envolvendo muitos indivíduos próximos à estradas; c) tenham padrões de atividade coincidente com períodos de maior tráfego, como o crepúsculo ou amanhecer; d) forrageiem ao redor de lâmpadas e postes próximos às estradas; ou e) forrageiem ao longo de bordas ou clareiras, incluindo insetívoros ou frugívoros atraídos por espécies vegetais pioneiras que cresçam às margens das estradas (e.g. Laurance et al. 2009 e referências nele contidas).

A emergente disciplina da Ecologia de Estradas é apenas incipiente no Brasil. Os efeitos das estradas sobre as comunidades, populações e/ou espécies de morcegos não são conhecidos no país, e nem existem estimativas das taxas de mortalidade, extensão e magnitude dos impactos causados por colisões. Da mesma forma, não existem programas de monitoramento sistemático do impacto destas estruturas lineares, de forma a se criar modelos de controle de efeitos destes impactos sobre a fauna. Há casos extremos onde estruturas lineares tornam-se sumidouros de fauna, contribuindo para a extinção local de populações e espécies (Woodroffe & Ginsberg 1998). Este assunto precisa receber maior atenção no Brasil, e apenas recentemente houve uma iniciativa de criar uma base de dados sobre colisões de morcegos com veículos no país (Novaes & Dornas 2011).

## CONCLUSÕES

Os 17 tópicos aqui apresentados cobrem uma amplitude de assuntos, alguns bem conhecidos e outros que ainda recebem pouca atenção por parte da sociedade. Mas é alarmante que vários destes tópicos, incluindo dois dos três identificados como mais importantes, se referem a alterações na política ambiental do país. Isto exemplifica o momento delicado pelo qual passa a legislação ambiental brasileira, que vem sendo sistematicamente enfraquecida nos últimos anos. Este movimento certamente trará consequências diretas não apenas aos morcegos, mas para toda a biodiversidade nacional. Nossa análise, baseada na opinião de especialistas, reforça estas expectativas.

Nota-se também a influência do agronegócio na conservação dos morcegos brasileiros. Pelo menos três tópicos (impactos das alterações do Código Florestal, a ampliação do rebanho bovino brasileiro, transmissão da raiva e o aparecimento de doenças emergentes, e impactos da ampliação da produção de açúcar e etanol) estão relacionados com impactos diretos ou indiretos decorrentes de práticas agrícolas, da expansão das áreas plantadas ou das pressões políticas exercidas pelo setor. Pela dimensão e abrangência do agronegócio brasileiro, este setor não pode se esquivar de suas responsabilidades ambientais e deve caminhar no sentido da adoção imediata de melhores práticas ambientais, incluindo a recuperação de um forte passivo a ele associado. O caminho oposto, do enfraquecimento da legislação ambiental brasileira, defendido publicamente por representantes do setor, representa uma contramão histórica e em dessintonia com o que a sociedade espera para o futuro do país.

O Brasil divulga publicamente que sua matriz energética pode ser considerada “limpa”. Entretanto, os impactos associados à geração de energia elétrica também devem ser observados com atenção, pois dois dos tópicos identificados referem-se especificamente a este tipo de atividade. Este alerta é oportuno em um momento onde a ampliação do número de usinas e pequenas centrais hidrelétricas, e a implantação de dezenas de parques eólicos é um processo em pleno curso, com perspectivas de continuarem por vários anos. Somente com a compatibilização da produção de energia elétrica e a conservação dos recursos naturais o país poderá realmente propagandear que suas práticas para o setor são realmente ambientalmente corretas.

Vários dos tópicos identificados estão interconectados: o estabelecimento de um programa nacional de marcação e monitoramento e a ampliação da formação de profissionais qualificados em taxonomia e sistemática contribuirão, por exemplo, para o preenchimento de lacunas no conhecimento da distribuição das espécies. Desta forma, se bem planejadas, algumas ações únicas podem surtir resultados múltiplos, e isso deve ser considerado quando do planejamento do fomento e estímulo à pesquisa e conservação dos morcegos brasileiros.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Sociedade Brasileira de Mastozoologia pelo convite, e às nossas respectivas Universidades, Departamentos e Centros pelo apoio às nossas pesquisas. Agradecemos a um revisor anônimo pelas correções apontadas.

## REFERÊNCIAS

- Aguiar LMS and Antonini Y (2008) Diet of two sympatric insectivores bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Revta bras Zool* 25(1): 28–31.
- Aguiar LMS, Camargo AJA and Moreira JR (2008) Serviços ecológicos prestados pela fauna na agricultura do Cerrado. In: Parron LM et al. (eds) *Cerrado: desaños e oportunidades para o desenvolvimento sustentável*, pp. 193–228. Embrapa Cerrados, Planaltina DF.
- Aguiar LMS, Machado RB, Ditchfield AD, 2006. Plano de Ação para a conservação do morceguinho do cerrado *Lonchophylla dekeyseri*. Relatório para o Ministério do Meio Ambiente, PROBIO/MMA, Brasil.
- Aguiar LMS and Brito D (2010) Do current vampire bat (*Desmodus rotundus*) population control practices pose a threat to Dekeyser's nectar bat's (*Lonchophylla dekeyseri*) long-term persistence in the Cerrado? *Acta Chiropterologica* 12(2): 275-282.
- Allen-Wardell G, Bernhardt P, Bitner R, Burquez A, Buchmann S, Cane J, Dalton V, Feinsinger P, Ingram M, Inouye D, Jones C E, Kennedy K, Kevan P, Koopowitz H, Medellin R, Nabhan G P (1998) The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conserv Biol* 12: 8–17.
- Altringham JD (1996) *Bats, biology and behavior*. Oxford, Oxford University Press, 262p.
- Amarante OAC, M Brower, J Zack & AL de Sá. 2001. *Atlas do Potencial Eólico Brasileiro*. MME. Brasília. 44p.
- American Society of Mammalogists - ASM. 2008. Effects of Wind-Energy Facilities on Bats and Other Wildlife. <http://www.mammalsociety.org/asm-resolutions>.
- Arima E, Barreto P and Brito M (2005) *Pecuária na Amazônia: tendências e implicações para a conservação ambiental*. Belém-PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia.
- Arita HT and Vargas JA (1995) Natural history, interspecific association, and incidence of the cave bats of Yucatán, México. *Southwest. Nat.* 40 (1): 29-37.

- Arita HT (1996) The conservation of cave-roosting bats in Yucatan, Mexico. *Biol. Conserv.* 76:177-185.
- Arnett EB, Brown WK, Erickson WP et al. (2008) Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *J. Wildl Manage* 72(1):61–78.
- Arnold BD (2007) Population structure and sex-biased dispersal in the forest dwelling vespertilionid bat, *Myotis septentrionalis*. *American Midland Naturalist* 157(2): 374-384.
- Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne - ABIEC. 2011. Balanço da pecuária bovina de corte. <http://www.abiec.com.br/download/balanco.pdf>.
- Associação Brasileira de Energia Eólica – ABEEólica - 2011. Endesa volta a investir no Brasil. <http://www.olica.org.br/zpublisher/materias/Noticias.asp?id=19683>.
- Baerwald EF, D'Amours GH, Klug BJ and Barclay RMR (2008) Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18(16):695-696.
- Barclay RMR, Baerwald EF and Gruver JC (2007) Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Can J Zool* 85:381-387.
- Belwood JJ and Morris GK (1987) Bat predation and its influence on calling behavior in Neotropical katydids. *Science* 238:64–67.
- Bernard E, Melo FPL and Pinto SRR (2011a) Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. *Trop Cons Sci* 4(3):267-275.
- Bernard E, Aguiar LMS and Machado RB (2011b) Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Rev* 41(1):23-39.
- Bianconi GV, Mikich SB, Teixeira SD and Maia BHLNS (2007) Attraction of fruit-eating bats with essential oils of fruits: A potential tool. *Biotropica* 39:136-140.
- Bianconi GV, Suckow UMS, Cruz-Neto AP and Mikich SB (2010) Use of fruit essential oils to assist forest regeneration by bats. *Restoration Ecology*. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2010.00751.x.
- Bianconi GV (2003) Diversidade e deslocamentos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do noroeste do Paraná, Brasil. Tese de Mestrado, UNESP.
- Bickford D, DJ Lohman, NS Sodhi et al. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. *TREE* 22:148-155.
- Bilgin R, Karatas A, Çoraman E and Morales JC (2008) The mitochondrial and nuclear genetic structure of *Myotis capaccinii* (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Eurasian transition, and its taxonomic implications. *Zoologica Scripta* 37(3): 253-262.
- Bonnet X, Shine R and Lourdaís O (2002) Taxonomic chauvinism. *TREE* 17:1-3.
- Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF and Kunz TH (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332:41-42.
- Bozinovic F, Calosi P and Spicer JI (2011) Physiological correlates of geographic range in animals. *Ann Rev Ecol Syst* 42:155-179.
- Brasil (2009) Instrução Normativa nº. 2, de 20 de agosto de 2009. Resolve instituir a metodologia de classificação das cavidades naturais subterrâneas. MMA, Brasília, DF.
- Bredt A, Uieda W and Magalhães ED (1999) Morcegos cavernícolas da região do Distrito Federal, centro-oeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). *Revta bras. Zool.* 16(3):731-770.
- Brito D, LC Oliveira, M Oprea & MAR Mello. 2009. An overview of Brazilian mammalogy: trends, biases and future directions. *Revta bras. Zool.* 26:67-73.
- Brown D (2007) Horizon scanning and the business environment – the implications for risk management. *BT Technol. J.* 25:214–218.
- Bryja J, Kanuch AP, Fornuskova A, T Bartonicka and Z K Rehák (2009) Low population genetic structuring of two cryptic bat species suggests their migratory behaviour in continental Europe. *Biol J Linn Soc* 96(1):103-114.
- Carey C (2005) How physiological methods and concepts can be useful in conservation biology. *Integrative and Comparative Biology* 45:4–11.
- Carvalho MR, FA Bockmann, DS Amorim de Vivo M, Nelson G, Vari RP (2007) Taxonomic impediment or impediment to taxonomy? A commentary on systematics and the cyber-taxonomic-automation paradigm. *Evolutionary Biology* 34(3-4):140-143.
- Ceballos G and Ehrlich PR (2009) Discoveries of new mammal species and their implications for conservation and ecosystem services. *PNAS* 106:3841-3846.
- Cleveland CJ, Betke M, Federico P 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Front Ecol Environ* 4: 238–243.
- Cosson JF, Pons JM and Masson D (1999) Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *J. Trop. Ecol.* 15:515-534.
- Cryan PM and Barclay RMR (2009) Causes of Bat Fatalities at Wind Turbines: Hypotheses and Predictions. *J Mammal* 90(6):1330-1340.
- Develey PF and Pongiluppi T (2010) Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* 10(4):43-46.
- Ditchfield AD, Martins FM, Meyer D and Morgante J (2007) Mitochondrial DNA phylogeography reveals marked population structure in the common vampire bat, *Desmodus rotundus* (Phyllostomidae). *J. Zoolog. Syst. Evol. Res.* 45:372-378.

- Durr T and Bach L (2004) Bat deaths and wind turbines—a review of current knowledge, and of the information available in the database for Germany. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7:253-264.
- Fazzolari-Correa S (1994) *Lasiurus ebanus*, a new vespertilionid bat from Southeastern Brasil. *Mammalia* 58: 119–123.
- Fearnside PM (2006) Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica* 36(3):395-400.
- Fenton MB (1995) Constraint and flexibility: bats as predators, bats as prey. *Symp Zool Soc Lond* 67:277–290.
- Ferreira RL and Martins RP 1998. Diversity and distribution of spiders associated with bat guano piles in Morrinho cave (Bahia State, Brazil). *Diversity and Distributions*: 4:235-241.
- Floyd CH, Flores-Martinez JJ, Herrera LG, Mejía O and May B (2009) Conserving the endangered Mexican fishing bat (*Myotis vivesi*): genetic variation indicates extensive gene flow among islands in the Gulf of California. *Conservation Genetics* 11(3):813-822.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations - FAO. (2011) Investigating the role of bats in emerging zoonoses: Balancing ecology, conservation and public health interests. Edited by SH Newman, HE Field, CE de Jong & JH Epstein. FAO Animal Production and Health Manual 12. Rome.
- Furmankiewicz, J & J Altringham. 2007. Genetic structure in a swarming brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) population: evidence for mating at swarming sites. *Conservation Genetics* 8: 913-923.
- Gaisler J, Rehak Z and Bartonicka T (2009) Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica* 54(2):147-155.
- Galetti M, Pardini P, Duarte JMD Silva VMF, Rossi A and Peres CA (2010) Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. *Biota Neotropica* 10(4):47-52.
- Geiselman C, Mori SA, Lobova TA and Blanchard F (2002) Database of Neotropical bat/plant interactions. [http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase\\_frameset.htm](http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase_frameset.htm).
- Gnaspi P and Trajano E (2000) Guano communities in tropical caves. In: H Wilkens et al. (eds.). *Ecosystems of the World*. Pp. 251-269. *Subterranean Ecosystems Vol. 30*. Elsevier.
- Gomes AJB, Rodrigues LRR, Rissino JD, Nagamachi C and Pieczarka J (2010) Biogeographical karyotypic variation of *Rhinophylla fischeriae* (Chiroptera: Phyllostomidae) suggests the occurrence of cryptic species. *Comparative Cytogenetics* 4:79-85.
- Goosem M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In *Tropical Forest Remnants, Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities* (Laurance WF & RO Bierregaard, eds), pp. 241–255, University of Chicago Press.
- Gregorin R and Dietchúeld AD (2005) New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomyidae: Glossophaginae) from Northeastern Brazil. *J Mammal* 86:403–414.
- Gregorin R and Loureiro LO (2011) New records of bats for the state of Minas Gerais, with range extension of *Eptesicus chiroquinus* Thomas (Chiroptera: Vespertilionidae) to southeastern Brazil. *Mammalia*, 75: 291-294.
- Gregorin R and Tavares VC (2008) Sistemática de morcegos no Brasil: história e perspectivas. In: S Pacheco, M Fabián & C Esbérard. (Org.). *Morcegos no Brasil: Biologia, Sistemática, Ecologia e Conservação*. P. 59-68. Porto Alegre: Armazém Digital.
- Gregorin R, Tahara AS and Buzatto F (2011) *Molossus aztecus* and other small *Molossus* (Chiroptera: Molossidae) in Brazil. *Acta Chiropterologica* 13(2):311-317.
- Gregorin R, Gonçalves E, Lim BK and Engstrom MD (2006) New species of disk-winged bat *Thyroptera* and range extension for *T. discifera*. *J Mammal* 87:238–246.
- Gregorin R (2002) Fortalecimento da Sistemática de Chiroptera no Brasil: Coleções e Produção Científica. Anais do IV Encontro Brasileiro para o Estudo de Quirópteros - Divulgações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS. Porto Alegre.
- Heckel G, Voigt CC, Mayer F and Helversen O von (1999) Extra-harem paternity in the white-lined bat *Saccopteryx bilineata* (Emballonuridae). *Behaviour* 136: 1173-1185.
- Helmuth B, Kingsolver JG and Carrington E (2005) Biophysics, physiological ecology, and climate change: Does Mechanism Matter? *Ann Rev Physiol* 67:177-201.
- Henry M, Cosson FJ and Pons JM (2007) Abundance may be a misleading indicator of fragmentation sensitivity: the case of fig-eating bats. *Biol Conserv* 139:462-467.
- Humphries MM, DW Thomas & JR Speakman. 2002. Climate-mediated energetic constraints on the distribution of hibernating mammals. *Nature* 418:313–316.
- Imperatriz-Fonseca VL and Nunes-Silva P (2010) As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* 10(4):59-62.
- Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas - IPEA (2011) Código florestal: implicações do PL 1876/99 nas áreas de Reserva Legal. Comunicados IPEA 96:1-23.
- International Union for Conservation of Nature - IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland.
- Jackson, ST and Hobbs RJ (2009) Ecological restoration in the light of Ecological history. *Science* 325: 567-569.
- Joppa LN, Roberts DL and Pimm SL (2011) The population ecology and social behaviour of taxonomists. *TREE* 26:551-553.

- Kalka MB, Smith AR and Kalko EKV (2008) Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science* 320: 71–71.
- Kalko EKV, Handley CO and Handley D (1996) Organization, diversity, and long-term dynamics of a neotropical bat community. Pp. 503–551 in Cody, M. & Smallwood, J. (eds). *Long term studies in vertebrate communities*. Academic Press, San Diego.
- Kerth G and Melber M (2009) Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biol. Conserv.* 142:270–279.
- Kunz TH, Arnett EB, Cooper BM, Erickson WP, Larkin RP, Mabee T, Morrison ML, Strickland MD and Szewczak JM (2007a). Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: A guidance document. *J. Wildl Manage* 71(8):2449–2486.
- Kunz TH, Arnett EB, Erickson WP (2007b) Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Front Ecol Environ* 5(6):315–324.
- Kuzmin I, Bozick B, Guagliardo S, Kunkel R, Shak J, Tong S and Rupprecht C (2011) Bats, emerging infectious diseases, and the rabies paradigm revisited. *Emerging Health Threats Journal* Available at: <http://www.eht-journal.net/index.php/ehtj/article/view/7159>.
- Laurance WF, Goosem M and Laurance SGW (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *TREE* 24(12):659–669.
- Lesinski G (2007) Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia* 71(3):138–142.
- Lesinski G (2008) Linear landscape elements and bat casualties on roads – an example. *Ann. Zool. Fennici* 45:277–280.
- Lewinsohn TM and Prado PI (2002) Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento. São Paulo - SP: Editora Contexto Acadêmica.
- Lobova TA, CK Geiselman CK & AS Mori (2009) Seed Dispersal by Bats in the Neotropics. *Memoirs of The New York Botanical Garden* 101. The NYBG Press, New York.
- Mace GM (2004) The role of taxonomy in species conservation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359:711–719.
- Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira PGP, Caldas EF, Gonçalves DA, Santos NS, Tabor K and Steininger EM (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF.
- Manzatto CV, Assad ED, Bacca JFM, Bacca JFM, Zaroni MJ and Pereira S E M (2009) Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar. [www.cnps.embrapa.br/zoneamento\\_cana\\_de\\_acucar/ZonCana.pdf](http://www.cnps.embrapa.br/zoneamento_cana_de_acucar/ZonCana.pdf).
- Martin LB (2009) Stress and immunity in wild vertebrates: Timing is everything. *General and Comparative Endocrinology* 163: 70–76.
- May RM (2004) Tomorrow's taxonomy: collecting new species in the field will remain the rate-limiting step. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359:733–734.
- Mayer F and Helversen O von (2001) Sympatric distribution of two cryptic bat species across Europe. *Biol J Linn Soc* 74: 365–374.
- McCracken GF, Lumsden LF and Kunz TH (2006) Roosting ecology and population biology. In: A Zubaid, GF McCracken & TH Kunz. *Functional and evolutionary ecology of bats*. New York: Oxford University Press, p. 179–184.
- McEwen BS and Wingfield JC (2010) What is in a name? Integrating homeostasis, allostasis and stress. *Hormones and Behavior* 57: 105–111.
- Meyer CFJ and Kalko EKV (2008) Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *J. Biogeogr.* 35, 1711–1726.
- Mittermeier RA, PR Gil, M Hoffman, Pilgrim J, Brooks T (2005) *Hotspots Revisited. CI and CEMEX*.
- Moratelli R, Peracchi AL, Dias D and Oliveira JA (2011) Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae), with the description of two new species. *Mammalian Biology* 76:592–607.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB and Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Navas CA and Cruz-Neto AP (2008) Se extinções associadas a mudanças climáticas são eventos naturais, por que devemos nos preocupar com o cenário atual? *Revista de Biologia* 1:10–12.
- Nogueira M, Pol A, Monteiro LR and Peracchi AL (2008) First record of Miller's mastiff bats, *Molossus pretiosus* (Mammalia: Chiroptera), from the Brazilian caatinga. *Chiroptera Neotropical* 14: 346–353.
- Novaes RLM and Dornas RAP (2011) The influence of roads on bats: What we know can help us conserve the Brazilian species? *Road Ecology Brazil 2011*, Lavras, MG.
- O'Brien J, McCracken GF, Say L and Hayden TJ (2007) Rodrigues fruit bats (*Pteropus rodricensis*, Megachiroptera: Pteropodidae) retain genetic diversity despite population declines and founder events. *Conservation Genetics* 8:1073–1082.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA and Patton JL (2011) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Versão Atualizada/2nd Edition. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6. Conservation International, Arlington, VA. 75pp.
- Patterson BD (2000) Patterns and trends in the Discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distribution* 6:145–151.
- Patterson BD (2002) On the continuing need for scientific collection of mammals. *Mastozoología Neotropical* 9(2):253–262.
- Pavan AC, Martins FM, Santos FR, Ditchfield A and Redondo RAF (2011) Patterns of diversification in two species of short-tailed bats

- (*Carollia* Gray, 1838): the effects of historical fragmentation of Brazilian rainforests. *Biol J Linn Soc* 102:527-539.
- Pfenninger M & Schwenk K (2007) Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions. *BMC Evolutionary Biology* 7:121.
- Pimenta VT, Machel CT, Fonseca BS and Ditchfield AD (2010) First occurrence of *Lonchophylla bokermanni* Szazima, Vizotto & Taddei, 1978 (Phyllostomidae) in Espírito Santo State, Southeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical*, 16(2):840-842.
- Possingham HP, Grantham H and Rondinini C (2007) How can you conserve species that haven't been found? *J Biogeogr* 34: 758-759.
- Quesada M, Sanchez-Azofeifa GA, Alvarez-Añorve M, Stoner KE, Avila-Cabadilla L, Calvo-Alvarado, Castillo A, Espírito-Santo MM, Fagundes( M, Fernandes GW, Gamon J, Lopezaraiza-Mikel M, Lawrence( D, Morellato L P C, Powers JS, Neves FS, Rosas-Guerrero V, Sayago R and Sanchez-Montoya G (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecol Manag* 258: 1014–1024.
- Rebello H & Rainho A (2009) Bat conservation and large dams: spatial changes in habitat use caused by Europe's largest reservoir. *Endangered Species Research* 8: 61-68.
- Redondo RA, Brina LP, Silva RF, Ditchfield AD, Santos FR (2008) Molecular systematics of the genus *Artibeus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49:44-58.
- Reeder DM, Helgen KM and Wilson DE (2007) Global trends and biases in new mammal species discoveries. *Occ. Pap. Museum Texas Tech Univ.* 269, 1-35.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA and Lima WA (2006) *Mamíferos do Brasil*. UEL, Londrina, Paraná.
- Reiskind MH and Wund MA (2009) Experimental assessment of the impacts of Northern long-eared bats on ovipositing *Culex* (Diptera: Culicidae) mosquitoes. *J Med Entomol* 46:1037-1044.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ and Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6):1141-1153.
- Rodrigues ASL, Gray CL, Crowter BJ, Ewers RM, Stuart SN, Whitten T and Manica A (2010) A Global Assessment of Amphibian Taxonomic Effort and Expertise. *BioScience* 60(10):798-806.
- Romero LM, Dickens MJ and Cyr NE (2009) The reactive scope model - A new model integrating homeostasis, allostasis, and stress. *Hormones and Behavior* 55: 375-389.
- Rossiter SJ, Benda P, Dietz C, Zhang S and Jones G (2007) Rangewide phylogeography in the greater horseshoe bat inferred from microsatellites: implications for population history, taxonomy and conservation. *Molecular Ecology* 16: 4699-4714.
- Rupprecht C, C Hanlon & T Hemachudha. 2002. Rabies re-examined. *Lancet Infect Dis.* 2(6):327-343.
- Salgueiro P, Palmeirim J, Ruedi M and Coelho M (2008) Gene flow and population structure of the endemic Azorean bat (*Nyctalus azoreum*) based on microsatellites: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9: 1163-1171.
- Salgueiro P, Palmeirim JM and Coelho MM (2010) Lack of gene flow between the insular bat, *Nyctalus azoreum* and its mainland ancestor *Nyctalus leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera): evidence from microsatellites. *Folia Zoologica* 59(1): 26-34.
- Salvador F (2010) Área plantada de cana cresce 9,2%, para 8,1 milhões de hectares. Agência Estado. <http://agricultura.ruralbr.com.br/noticia/2010/04/area-plantada-de-cana-cresce-9-2-para-8-1-milhoes-de-hectares-2888234.html>.
- Sarkar S and Illodi-Rangel P (2010) Systematic Conservation Planning: an Updated Protocol. *Natureza & Conservação* 8(1):19-26.
- Schlick-Steiner BC, Steiner FM, Seifert B, Stauffer C, Erhard C and Crozier RH (2010) Integrative Taxonomy: A Multisource Approach to Exploring Biodiversity. *Annu. Rev. Entomol.* 55:421–38.
- Schneider MC, Romijn PC, Uieda W, Tamayo H, Silva DF, Belotto A, Silva JB, Leanes LF (2009) Rabies transmitted by vampire bats to humans: an emerging zoonotic disease in Latin America? *Pan Am J Pub Health* 25: 260–269.
- Senior P, Butlin RK and Altringham JD (2011) Sex and segregation in temperate bats. *Proc Royal Soc B* 272:2467-2473.
- Silva WF, DA Aguiar, BFT Ruddorf, Sugawara LM, Aulicino TLIN (2009) Análise da expansão da área cultivada com cana-de-açúcar na região Centro-Sul do Brasil: safras 2005/2006 a 2008/2009. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, 25-30 abril, INPE, p. 467-474.
- Smith N, Mori SA, Henderson A, Stevenson DW and Heald SV (2004) *Flowering Plants of the Neotropics*. The New York Botanical Garden and Princeton University Press, Princeton, USA.
- Sparovek G, Barreto A, Berndes G, Martins S and Maule R (2009) Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 14(3):285–298.
- Sparovek G, Berndes G, Egeskog A, de Freitas FLM, Gustafsson S and Hansson J (2007) Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 1:270–282.
- Sutherland WJ and Woodroof HJ (2009) The need for environmental horizon scanning. *TREE* 24:523–527.
- Sutherland WJ, M Clout, IM Côté, Daszak P, Depledge MH, Fellman L, Fleishman E, Garthwaite R, Gibbons DW, De Lurio J, Impey AJ, Lickorish F, Lindenmayer D, Madgwick J, Margerison C, Maynard T, Peck LS, Pretty J, Prior S, Redford KH, Scharlemann JPW, Spalding M and Watkinson AR (2009) A horizon scan of global conservation issues for 2010. *TREE* 25(1):1-7.
- Sutherland WJ, Bailey MJ, Bainbridge IP, Brereton T, Dick JTA, Drewitt J, Dulvy NK, Dusic NR, Freckleton RP, Gaston KJ, Gilder PM,

- Green RE, Heathwaite AL, Johnson SM, Macdonald DW, Mitchell R, Osborn D, Owen RP, Pretty J, Prior SV, Prosser H, Pullin AS, Rose P, Stott A, Tew T, Thomas CD, Thompson DBA, Vickery JA, Walker M, Walmsley C, Warrington S, Watkinson AR, Williams RJ, Woodroffe R and Woodroff HJ (2008) Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning. *Journal of Applied Ecology*, 45: 821–833. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01474.x
- Sutherland WJ, Clout M, Côté IM, Daszak P, Depledge MH, Fellman L, Fleishman E, Garthwaite R, Gibbons DW, De Lurio J, Impey AJ, Lickorish F, Lindenmayer D, Madgwick J, Margerison C, Maynard T, Peck LS, Pretty J, Prior S, Redford KH, Scharlemann JP, Spalding M and Watkinson AR (2011) Horizon scan of global conservation issues for 2011. *TREE* 26(1):10-16.
- Taddei VA and Lim BK (2010) A new species of *Chiroderma* (Chiroptera; Phyllostomidae) from Northeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 70(2):381-386.
- Tancoigne E, Bole C, Sigogneau A. and Dubois A (2011) Insights from Zootaxa on potential trends in zoological taxonomic activity. *Frontiers in Zoology* 8(5):1-13.
- Tejedor A, Silva-Taboada G and Rodríguez-Hernández D (2004) Discovery of extant *Natalus major* (Chiroptera: Natalidae) in Cuba. *Mammalian Biology* 69(3):153-162.
- Trajano E and Bichuette ME (2010) Relevância de cavernas: porque estudos ambientais espeleobiológicos não funcionam. *Espeleo-Tema* 21(1):105-112.
- Trajano E (1985) Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do Sudeste do Brasil. *Revta bras. Zool.* 2(5):255-320.
- Trajano E (1995) Protecting caves for the bats or bats for the caves? *Chiroptera Neotropical* 1(2):19-22.
- Wheeler QD, Raven PH and Wilson EO (2004) Taxonomy: Impediment or Expedient? *Science* 303: 285.
- Wikelski M and Cooke SJ (2006) Conservation physiology. *TREE* 21:38–46.
- Willis GKR, Menzies AK, Boyles JG and Wojciechowski MS (2011) Evaporative water loss is a plausible explanation for mortality of bats from White-Nose Syndrome. *Integrative and Comparative Biology* (in press - doi:10.1093/icb/icr076).
- Wilson EO (2003) The encyclopedia of life. *TREE* 8(2):77-80.
- Wilson EO (2004) Taxonomy as a fundamental discipline. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359:739.
- Wilson JRU, Proches S, Braschler BM, Dixon E and Richardson DM (2007) The (bio)diversity of science reflects the interests of society. *Front Ecol Environ* 5:409-414.
- Wingfield JC 2008. Comparative endocrinology, environment and global change. *General and Comparative Endocrinology* 157: 207-216.
- Woo PC, Lau SK, Huang Y and Yuen KY (2009) Coronavirus diversity, phylogeny and interspecies jumping. *Exp Biol Med.* 234:1117-1127.
- Woodroffe R and Ginsberg JR (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas, *Science* 280:2126–2128.
- Zamin TJ, Baillie JE, Miller RM, Rodríguez JP, Ardid A, Collen B . (2010) National red listing beyond the 2010 target. *Conserv Biol* 24:1012-1020.



**DIVERSIDADE FILOGENÉTICA DE MAMÍFEROS NO CORREDOR  
CENTRAL DA MATA ATLÂNTICA**

*Marielle Portugal Lamberti Silva*

*Yuri Luiz Reis Leite*

*Leonora Pires Costa*

A questão central na conservação biológica é como medir, prever e conservar a diversidade de espécies em face às perturbações causadas pela atividade humana (Moritz, 2002; Moulton *et al.* 2007; Spillner *et al.*, 2008). Na ausência de outras informações, a biodiversidade é frequentemente medida pela riqueza de espécies, ou seja, o número de espécies presentes em uma determinada área (Purvis e Hector, 2000). Na escolha de áreas importantes para a conservação, a representação de uma maior riqueza de espécies nos locais selecionados tem sido um objetivo comum (Polasky *et al.*, 2001). No entanto, essa medida de biodiversidade implicitamente assume que todas as espécies têm o mesmo peso, sendo taxonomicamente equivalentes e, desta forma, apresentando igual valor para a conservação (Vane-Wright *et al.*, 1991; Faith, 1992; Polasky *et al.*, 2001; Pérez-Losada e Crandall, 2003; Soutullo *et al.*, 2005). Esse índice pode negligenciar linhagens antigas que englobam relativamente poucas espécies, o que incorre em perda substancial de história evolutiva (Soutullo *et al.*, 2005). Medidas de diversidade que levam em conta não apenas o número de espécies, mas também as estimativas de sua distinção podem proporcionar uma descrição mais abrangente da biodiversidade para a identificação de prioridades em conservação (Soutullo *et al.*, 2005).

Estimativas da distinção entre as espécies podem ser captadas pelas relações filogenéticas. Relações filogenéticas entre táxons resumem padrões gerais de variação ao nível de genes ou caracteres morfológicos dos táxons (Faith & Baker, 2006), demonstram as relações de parentesco entre os organismos, proporcionam um caminho para estimar e quantificar a variação no nível de caracteres (Faith, 2007), além de proporcionar compreensão sobre a história evolutiva de grupos de táxons (Byrne, 2003; Barker, 2002). Alguns estudos (e.g. Vane-Wright *et al.*, 1991; Faith *et al.*, 2004; MacGoogan *et al.*, 2007) mostram que as relações filogenéticas entre táxons são um importante componente para determinar prioridades para conservação. Dentro desse contexto, alguns métodos têm sido desenvolvidos para inferir a distinção entre táxons, utilizando filogenias de grupo de espécies ou demais categorias taxonômicas, a fim de definir uma estrutura filogenética quantitativa para acessar prioridades de conservação (Crandall, 1998). Dentro desse cenário destaca-se uma medida de diversidade filogenética (DF) proposta por Faith (1992). Esta quantifica a diversidade de um conjunto de espécies ou táxons em termos da diversidade evolutiva compartilhada por essas espécies ou táxons na “árvore da vida” (Spillner *et al.*, 2008). A diversidade filogenética representa o potencial evolutivo, ou “option value” (Faith, 1992), que é importante para a adaptação futura de um ambiente em mudança (Andreasen, 2005). Segundo Faith (1992) e Faith (1994), *option value* é a rede de segurança da diversidade biológica para a geração futura. Quanto maior o número de características diferentes representado por um conjunto de táxons, maior é o *option value*. Nessa abordagem, táxons filogeneticamente únicos são priorizados porque sua extinção pode resultar em maior perda da história evolutiva do que espécies com numerosos táxons irmãos (McGoogan *et al.*, 2007). Dentro desse cenário situa-se o programa de EDGE (*Evolutionarily Distinct and Globally Endangered* <<http://www.edgeofexistence.org>>), que é uma iniciativa de conservação global que foca especificamente espécies ameaçadas que representam uma significativa soma de história evolutiva única (para mais detalhes consulte Isaac *et al.*, 2007).

O planejamento da conservação da biodiversidade deve focar na contribuição da diversidade filogenética em áreas geográficas (Faith & Baker, 2006). A soma total da diversidade filogenética representada por um grupo de espécies ou táxons é um critério adicional que deve ser considerado na seleção de áreas geográficas importantes para a conservação (Smith *et al.*, 2000; Whiting *et al.*, 2000; Polasky *et al.*, 2001; Barker, 2002; Pérez-Losada *et al.*, 2002; Rodrigues & Gaston, 2002; Forest *et al.*, 2007; Redding *et al.*, 2008). A combinação de métodos filogenéticos e dados de distribuição geográfica representa um passo essencial para incorporar a história evolutiva na conservação da biodiversidade (Jaramillo, 2006). A diversidade filogenética e sua aplicação na filogeografia podem fornecer informações valiosas sobre como os padrões genéticos atuais foram desenvolvidos ao longo da história evolutiva (Byrne, 2003), além de poder revelar rompimentos históricos entre as populações e espécies, ou ainda áreas com alta diversidade filogenética e endemismo, caracterizadas então como áreas-alvo a serem priorizadas por políticas conservacionistas. Quando obrigado a escolher apenas um número limitado de áreas para a conservação, a combinação de áreas que apresenta mais diversidade filogenética é uma escolha apropriada, pois essa representa o maior valor da biodiversidade na forma de diferentes genes (Bininda-Emonds *et al.*, 2000). Se quisermos conservar grande parte da história evolutiva, devemos proteger áreas que maximizem a soma da história evolutiva preservada (Vázquez & Gittleman, 1998). Prioridades de conservação de áreas baseadas em diversidade filogenética têm frequentemente sido propostas, mas raramente implementadas (Barker, 2002; Isaac *et al.*, 2007), apesar da importância de se considerar a preservação do componente evolutivo em ações de conservação. No Brasil, nota-se que nos planejamentos de conservação a abordagem filogenética é praticamente inexistente.

O Corredor Central da Mata Atlântica, considerado o principal centro de endemismo da Mata Atlântica como descrito para plantas (Prance, 1982; Soderstrom *et al.*, 1988), borboletas (Tyler *et al.*, 1994) e vertebrados (Müller, 1973; Kinzey, 1982; Costa *et al.*, 2000; Silva *et al.*, 2004) (Ministério do Meio Ambiente, 2006), é biologicamente diversificado e abriga muitas espécies de distribuição restrita e ameaçadas de extinção (Aguiar *et al.*, 2005; Ayres *et al.*, 2005; IPEMA, 2005). O alto grau de ameaça e o elevado nível de diversidade biológica (Ayres *et al.*, 2005), fazem do Corredor Central uma área importante para a conservação e uma região ideal para a análise da utilidade e relevância do índice de diversidade filogenética na identificação de áreas importantes para a conservação. Assim sendo, neste trabalho tivemos como objetivos: I. identificar áreas que em conjunto preservem a maior diversidade filogenética no Corredor Central da Mata Atlântica, com base em análises filogeográficas de roedores e marsupiais neotropicais; II. estabelecer um escalonamento

de diversidade filogenética para duplas de áreas; III. identificar áreas que em conjunto apresentem maior riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores; IV. estabelecer um escalonamento de riqueza de espécies e contrastar os escalonamentos obtidos.

## MATERIAL E MÉTODOS

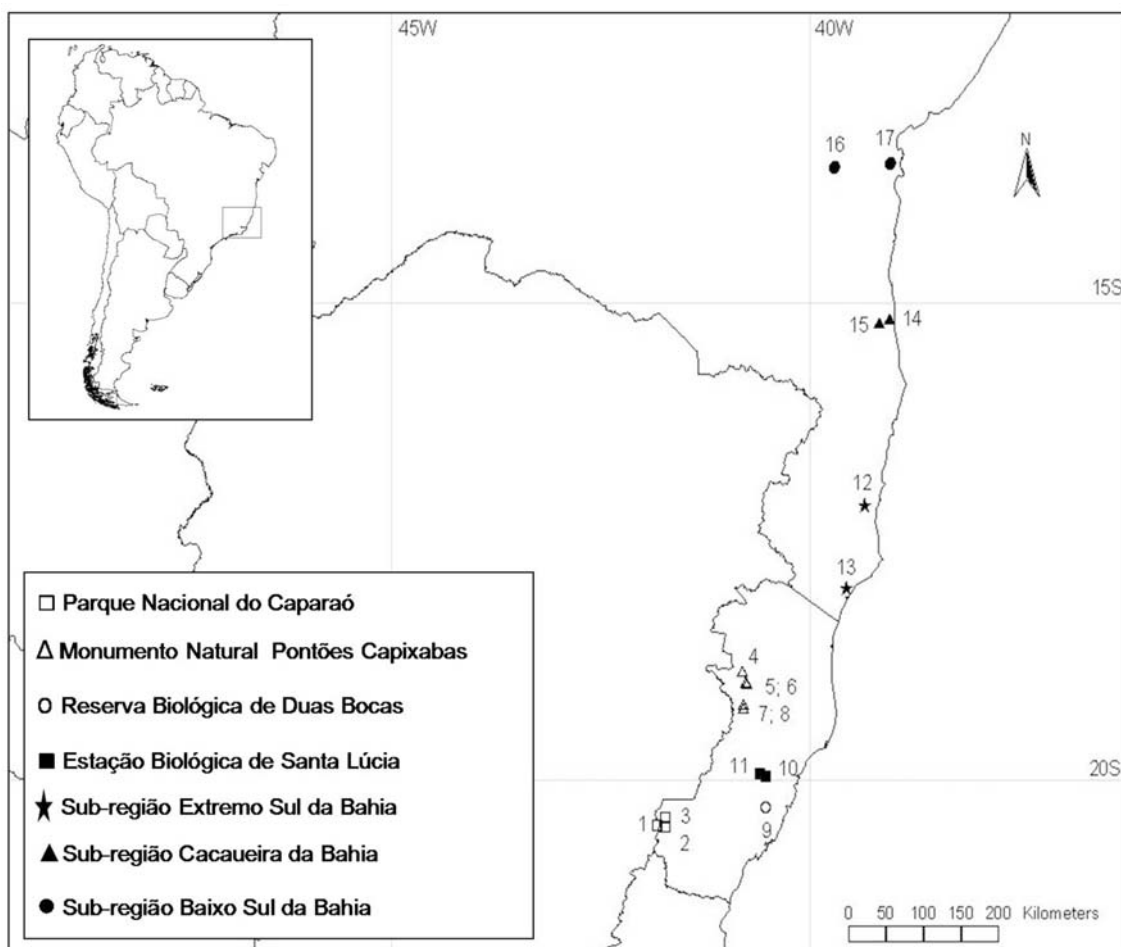
### 1. Áreas de estudo

Nesse estudo foram utilizadas amostras de tecidos animais provenientes de quatro áreas do estado do Espírito Santo (Estação Biológica de Santa Lúcia, Monumento Natural dos Pontões Capixabas, Parque Nacional do Caparaó e Reserva Biológica de Duas Bocas) e três sub-regiões do sul do estado da Bahia (Extremo sul, Região cacauceira e Baixo Sul) (ver Fig. 1). A divisão do litoral sul da Bahia em sub-regiões se deve às diferentes realidades sócio-ambientais existentes na região (IBGE, 1994).

A Estação Biológica de Santa Lúcia está situada no município de Santa Teresa, na região serrana do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas 19°57'S e 40°32'W, em altitudes que vão desde 550 até 950 m. Abrange uma área de 440 ha de mata atlântica de encosta úmida, sendo a vegetação predominante a Floresta Ombrófila Densa Montana e o clima subtropical úmido (Mendes & Padovan, 2000).

O Monumento Natural dos Pontões Capixabas é uma unidade de conservação federal localizada na região noroeste do estado do Espírito Santo e abrange dois municípios: Águia Branca e Pancas (Ipema, 2005). Possui área de aproximadamente 17.496 ha, formada por Mata Atlântica Montana. O clima é tropical semi-úmido, com temperaturas médias de 23°C e a altitude média é de 600 m. Apresenta geografia e geomorfologia singulares, representando um dos grandes complexos rochosos de *inselbergs* do mundo (Ipema, 2005).

O Parque Nacional do Caparaó é uma unidade de conservação federal localizada nos limites do estado de Minas Gerais e Espírito Santo, sudeste do Brasil, entre as coordenadas 20°19' e 20°37' de latitude sul e 41°43' e 41°53' de longitude oeste. O parque tem uma área de 31.853 ha com variação altimétrica de 957 a 2.890 m (Bonvicino *et al.*, 1997; Ipema, 2005).



**Figura 1:** Mapa com a localidade das amostras utilizadas no Espírito Santo e sul da Bahia. Os números correspondem às localidades numeradas no Anexo I.

O clima predominante é o tropical de altitude, a temperatura média anual é da ordem de 20°C (Saraiva *et al.*, 2006). Apresenta vegetação caracterizada como Floresta Ombrófila Densa Altimontana e Floresta Estacional Semidecidual, além de preservar o único local de ocorrência de campos de altitude no Espírito Santo, classificados como Refúgios Ecológicos (Ipema, 2005).

A Reserva Biológica de Duas Bocas é um fragmento florestal de 2.910 ha localizado no município de Cariacica, a 27 km do litoral do Espírito Santo. Abriga remanescentes de vegetação primária, classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana, com uma variação altimétrica de 200 a 808 m (Lima & Soares, 2003; Paresque *et al.*, 2004; Ipema, 2005).

A sub-região Extremo Sul da Bahia compreende a região baiana ao sul do rio Jequitinhonha, onde ocorre predomínio de Floresta Ombrófila Densa de tabuleiro (Moura, 2008). A atividade econômica predominante é a pecuária com predomínio de pastagens de eucalipto (Moura, 2003). No presente estudo foram utilizadas amostras das seguintes localidades: Parque Nacional do Descobrimento e Fazenda Elma. O Parque Nacional do Descobrimento está localizado na costa, no município de Prado. A fisionomia de vegetação dominante é floresta ombrófila densa (Floresta hidrófila sul baiana) inserida sobre tabuleiros costeiros com altitude de cerca de 100 m (Jardins, 2003) e com 18.126 ha de área (Moura, 2003). É um dos maiores fragmentos de Mata Atlântica da região nordeste do Brasil (Moura 2008). A Fazenda Elma localiza-se no município de Nova Viçosa com altitude aproximada de 33 m.

A sub-região cacauera do sul do estado da Bahia compreende a região entre os rios de Contas e o Jequitinhonha, onde há predomínio de Florestas Ombrófila Densa de terras baixas (Moura, 2008). O presente estudo contemplou amostras da Reserva Biológica de Una e da Fazenda Jueirana, ambas pertencentes ao município de Una. A Reserva Biológica de Una, área sob domínio da floresta higrófila sul baiana (floresta ombrófila densa) em estágio primário (Jardins, 2003), possui uma área de 20.128 ha e altitude aproximada de 30 m (Moura, 2003). A Fazenda Jueirana está localizada nas adjacências à mata da Reserva Biológica de Una. Sua área total é de 1.040 ha, onde há um predomínio de pastagens e plantações de cacau do tipo cabruca (Moura, 1999).

A sub-região Baixo Sul do sul do estado da Bahia compreende a região ao norte do rio de Contas, onde há predomínio de Florestas Ombrófila Densa de terras baixas (Moura, 2008). A Estação Ecológica Estadual de Nova Esperança e a Fazenda Subaúma foram as localidades amostradas nesse estudo. A Estação Ecológica Estadual Nova Esperança, está localizada no município de Wenceslau Guimarães e possui uma área aproximada de 2.210 ha (Moura, 2003). A vegetação é composta pela floresta ombrófila densa ou floresta higrófila sul-baiana, com altitudes variando entre 400 e 600 m (Moura, 2008). É a única unidade de conservação de proteção integral localizada no baixo-sul (Moura, 2008). A Fazenda Subaúma está localizada no município de Cairu, sob uma área de restinga arbórea (Jardim, 2003), com área aproximada de 3.446 ha e altitude de cerca de 70 m (Moura, 2003).

## 2. Grupos de estudo e amostras

Foram utilizadas um total de 41 amostras de tecido hepático e muscular de quatro táxons de roedores (*Akodon cursor*, *Nectomys squamipes*, *Rhipidomys* spp., *Trinomys* spp.) e quatro de marsupiais (*Didelphis aurita*, *Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops* spp. e *Philander frenatus*), sendo uma amostra de cada táxon para cada uma das sete áreas utilizadas (ver Anexo II).

## 3. Extração de DNA, amplificação, sequenciamento e alinhamento

O DNA de tecidos conservados em etanol 95% foram extraídos utilizando o protocolo padrão de extração de DNA com NaCl/SDS/Proteinase K (Bruford *et al.*, 1992). Após a extração o produto foi quantificado no espectrofotômetro NanoDrop 1000 (Thermo Fisher Scientific Inc.). Amostras com altas concentrações foram diluídas para 200 ng/μL de ddH<sub>2</sub>O. Um fragmento de 801 pb do gene mitocondrial CytB foi amplificado através da reação de cadeia da polimerase (PCR). Os 25 μL da solução de reação de PCR incluíram 2.5 μL de 10x PCR buffer, 1.0 μL de MgCl<sub>2</sub> (50mmol), 0,5 μL de mistura de dNTP (10mmol cada oligonucleotídeo), 0.3 μL de Platinum Taq DNA polymerase (Invitrogen), 0.3 μL de cada primer (10 μmol), e 1 μL de DNA molde (100 ng/μL). Para a amplificação nós usamos o *primer* da fita leve MVZ05 (5'-CGAAGCTTGATATGAAAAACCATCGTTG-3'), e o *primer* da fita pesada MVZ16 (5'- AAATAGGAARTATCAYTCTGGTTTRAT-3'), e o seguinte perfil de PCR: um ciclo inicial de 94 °C por 5 min, seguido de 39 ciclos de 94 °C por 30 s, 48 °C por 45 s, 72 °C por 45 s, e um ciclo final de 72 °C por 5 min. Os produtos de PCR foram purificados usando kit de purificação de PCR (Invitrogen) seguindo o protocolo do fornecedor e sequenciados em ambas as direções usando Big Bye® Terminator v. 3.1 – Cycle Sequencing Kit (Applied Biosystems), e lidos em sequenciador automático ABI Prism® 310 Genetic Analyzer (Applied Biosystems, Inc.). As sequências foram alinhadas com Mega versão 3.1 (Kumar *et al.*, 2004) e visualmente ajustadas. Todas as sequências geradas nesse estudo foram depositadas no *GenBank*.

## 4. Análises filogenéticas e cálculo da diversidade filogenética de Faith

As análises filogenéticas para cada táxon foram computadas utilizando o método de máxima verossimilhança e como algoritmo a busca exaustiva, realizados pelo programa PAUP\* 4.0b10 (Swofford, 2000). O mais apropriado modelo de verossimilhança a ser empregado para o conjunto de dados de cada táxon foi determinado pelo programa Modeltest (Posada & Crandall, 1998) utilizando o critério de informação de Akaike corrigido. Os filogramas de áreas obtidos para

cada táxon, juntamente com os valores de comprimento dos ramos foram visualizados pelo programa TreeView (Page, 1996). Nas análises filogenéticas, para os táxons de marsupiais foram utilizados como grupos externos sequências cedidas por outros pesquisadores de *Micoureus demerarae* e *Marmosa murina*; para os táxons de roedores sigmodontíneos, *Euryoryzomys russatus* e *Oxymycterus delator*; e para o táxon de roedor equimídeo, *Proechimys oris* e *Phyllomys pattoni*.

Para os filogramas de área de cada táxon foi realizado o cálculo de diversidade filogenética de Faith (Faith, 1992), conforme metodologia proposta por Moritz & Faith (1998). Esse cálculo corresponde à soma do comprimento dos ramos da árvore ao longo do mínimo caminho percorrido (Faith, 1992), conectando todos os alelos para duas áreas e estendendo até a raiz da árvore (Moritz & Faith, 1998). Os valores de diversidade filogenética representam a soma da diversidade genética que envolve duas áreas. Segundo Schweiger et al. (2008) o comprimento dos ramos de uma árvore filogenética indica o número esperado de caracteres moleculares acumulados durante a história evolutiva. As diversidades filogenéticas para as duplas de áreas obtidas para os filogramas de cada táxon foram somadas para a obtenção da diversidade filogenética total e elaboração do escalonamento de diversidade filogenética.

Dada a disponibilidade de amostras de tecidos para as localidades e sug-regiões na área do Corredor Central, as análises acima descritas foram realizadas de duas formas: a) através de filogramas de oito táxons construídos somente com áreas do estado do Espírito Santo; e b) através de filogramas de três táxons construídos com áreas do Espírito Santo e sul da Bahia. Portanto, enquanto para as áreas do Espírito Santo localidades específicas puderam ser utilizadas como áreas de amostragem, no caso da Bahia foram utilizadas as sub-regiões propostas pelo IBGE (1994) *apud* Moura (2008). Em ambos os casos, as análises foram realizadas considerando as unidades de conservação do Espírito Santo e as subregiões do sul da Bahia.

### 5. Riqueza de espécies em áreas do Espírito Santo

A título de comparação com o escalonamento de diversidade filogenética obtidos nas áreas do Espírito Santo (que de acordo com a metodologia adotada é realizado em duplas), nós elaboramos um escalonamento de riqueza de espécies para as duplas de áreas analisadas, e para cada área individualmente. Para tanto, foram compilados dados disponíveis na literatura (artigos científicos, teses, dissertações) sobre a fauna de pequenos mamíferos não-voadores nas áreas analisadas no Espírito Santo. As listas de espécies obtidas para cada área foram revistas a fim de realizar as devidas correções taxonômicas, de acordo com as publicações e demais estudos sistemáticos mais recentes disponíveis para cada espécie. Após a revisão das listas, elas foram sobrepostas duas a duas para identificar as duplas de áreas com a maior riqueza de espécies.

Para verificar a similaridade da fauna de pequenos mamíferos não-voadores entre as áreas do Espírito Santo foi realizada uma análise de agrupamento, ou *cluster*, utilizando o método de UPGMA, a partir de uma matriz de similaridade calculada através do índice de Sorensen, com o software Primer-6 (Clarke & Warwick, 2005). Os dados foram obtidos das listas das espécies de pequenos mamíferos do Espírito Santo gerando uma matriz de dados binários (0 ou 1), onde foi considerada apenas a presença e a ausência de cada espécie nas áreas analisadas. O teste de Perfil da Similaridade foi utilizado para testar a significância (ao nível de 5%) do agrupamento formado com a simulação de 1000 permutações. No total foram utilizadas 44 espécies de pequenos mamíferos não-voadores, sendo 31 espécies de roedores e 13 espécies de marsupiais.

## RESULTADOS

### 1. Análises moleculares

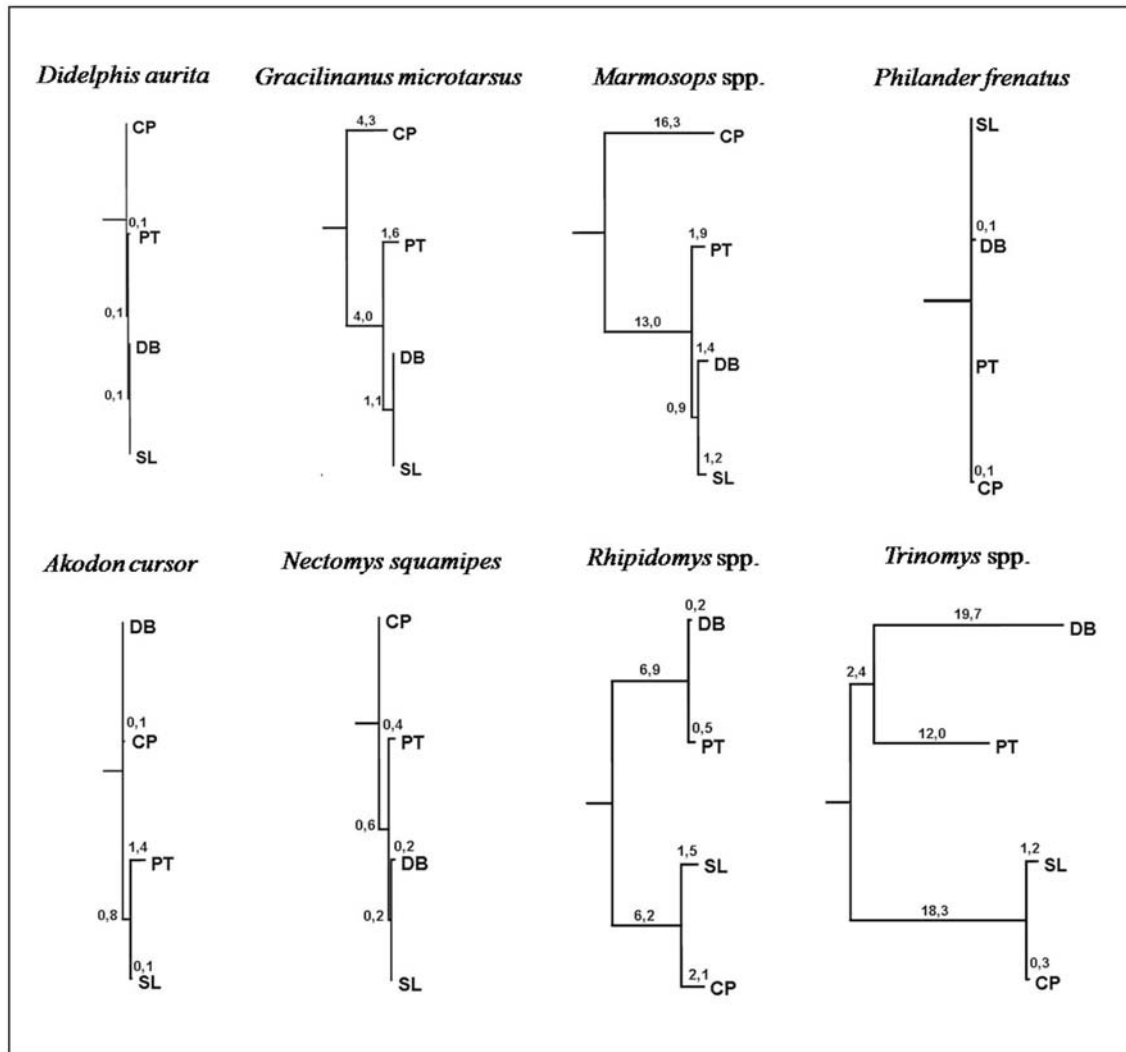
Foram obtidas 39 sequências de *cytb* (801pb), sendo uma sequência para cada táxon das áreas amostradas. Duas sequências (801pb) foram disponibilizadas por pesquisadores, totalizando 41 sequências utilizadas nas análises filogenéticas (As sequências utilizadas correspondem aos exemplares do Anexo II)

### 2. Diversidade filogenética no Espírito Santo

Nas análises filogenéticas, para cada táxon foi obtido um filograma. No total, foram obtidos oito filogramas de áreas, sendo quatro de táxons de marsupiais e quatro de táxons de roedores (Fig. 2). As duplas de áreas que apresentaram a maior diversidade filogenética foram Caparaó–Duas Bocas, com um DF total de 98,6 unidades, seguido do Caparaó–Pontões Capixabas com uma DF total de 93,4 unidades. A terceira maior DF total foi de 80,2 unidades e obtida pelo par de áreas Duas Bocas–Santa Lúcia (ver Tabela 1).

### 3. Diversidade filogenética no Espírito Santo e sul da Bahia

Nessa análise, foram obtidos três filogramas, sendo um de táxon de marsupial e dois de táxons de roedores (Fig. 3). As duplas de áreas que apresentaram a maior diversidade filogenética total foram Caparaó–Extremo Sul da Bahia, com um DF total de 63,9 unidades, seguido do Caparaó–Pontões Capixabas, com um DF total de 62,0 unidades. A terceira maior DF total foi de 60,0 unidades, obtida pela dupla de áreas Caparaó–Região Cacaueira do sul da Bahia (Tabela 2). A dupla Caparaó–Duas Bocas apresentou a quarta maior diversidade filogenética, sendo o valor de 59,8 unidades.

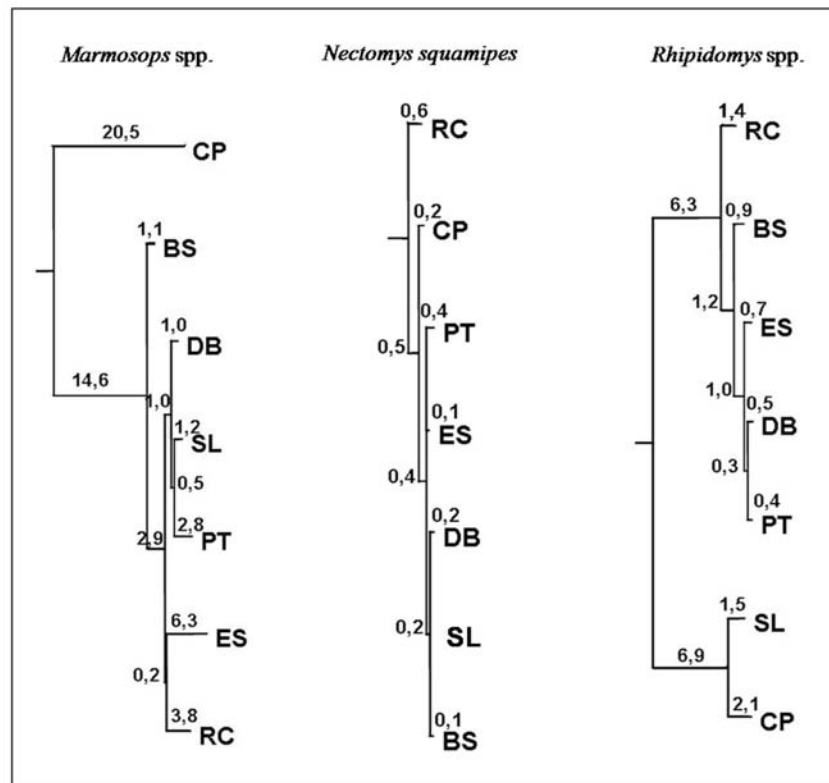


**Figura 2:** Cladogramas de áreas para oito táxons (quatro de marsupiais e quatro de roedores) de quatro áreas (CP, DB, SL e PT) no estado do Espírito Santo. Cada filograma foi estimado por máxima verossimilhança e os números presentes representam estimativas do comprimento dos ramos x 100. Abreviação das áreas - DB: Reserva Biológica de Duas Bocas, PT: Monumento Natural Pontões Capixabas, SL: Estação Biológica de Santa Lúcia, CP: Parque Nacional do Caparaó.

**Tabela 1.** Valores de diversidade filogenética calculados a partir de filogramas de áreas e escalonamento de diversidade filogenética, nas localidades do Espírito Santo. Os valores são determinados pela combinação de áreas para cada táxon. A diversidade filogenética total (DF) indica os valores de diversidade filogenética de cada dupla de área somados para todos os táxons. Valores de riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores obtidos através de dados da literatura para cada dupla de área no Espírito Santo, com o respectivo escalonamento.

| Áreas        | Táxons     |            |             |            |            |            |             |             | DF total    | Escalonamento de DF | Riqueza total | Escalonamento de riqueza |
|--------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|---------------------|---------------|--------------------------|
|              | D. aur.    | G. micr.   | Marm.       | P. fren.   | A. cur.    | N. squam.  | Rhip.       | Trin.       |             |                     |               |                          |
| DB-CP        | 0,2        | 9,4        | 31,6        | 0,2        | 0,1        | 1,0        | 15,4        | 40,7        | 98,6        | 1                   | 38            | 1                        |
| <b>PT-CP</b> | <b>0,2</b> | <b>9,9</b> | <b>31,2</b> | <b>0,1</b> | <b>2,3</b> | <b>1,0</b> | <b>15,7</b> | <b>33,0</b> | <b>93,4</b> | <b>2</b>            | <b>36</b>     | <b>2</b>                 |
| DB-SL        | 0,2        | 5,1        | 16,5        | 0,1        | 0,9        | 1,0        | 14,8        | 41,6        | 80,2        | 3                   | 28            | 3                        |
| <b>PT-SL</b> | <b>0,3</b> | <b>6,7</b> | <b>17,0</b> | <b>0</b>   | <b>2,3</b> | <b>1,2</b> | <b>15,1</b> | <b>33,9</b> | <b>76,5</b> | <b>4</b>            | <b>27</b>     | <b>4</b>                 |
| SL-CP        | 0,2        | 9,4        | 31,4        | 0,1        | 1,0        | 0,8        | 9,8         | 19,8        | 72,5        | 5                   | 36            | 2                        |
| <b>DB-PT</b> | <b>0,3</b> | <b>6,7</b> | <b>17,2</b> | <b>0,1</b> | <b>2,2</b> | <b>1,4</b> | <b>7,6</b>  | <b>34,1</b> | <b>69,6</b> | <b>6</b>            | <b>28</b>     | <b>3</b>                 |

Abreviações: D.aur., *Didelphis aurita*; G.micr., *Gracilinanus microtarsus*; Marm., *Marmosops spp.*; P.fren., *Philander frenatus*; açu.cur., *Akodon cursor*; N.squam., *Nectomys squamipes*; Rhip., *Rhipidomys spp.*; Trin., *Trinomys spp.*; DB, Reserva Biológica de Duas Bocas; PT, Monumento Natural dos Pontões Capixabas; SL, Estação Biológica de Santa Lúcia; CP, Parque Nacional do Caparaó.



**Figura 3:** Cladograma de áreas para três táxons (um de marsupiais e dois de roedores) de quatro áreas (CP, DB, SL e PT) no estado do Espírito Santo e três blocos regionais no sul do estado da Bahia (ES, BS e RC). Cada árvore foi estimada por máxima verossimilhança e os números presentes representam estimativas do comprimento dos ramos x 100. Abreviação das áreas - DB: Reserva Biológica de Duas Bocas, PT: Parque Nacional dos Pontões Capixabas, SL: Estação Biológica de Santa Lúcia, CP: Parque Nacional do Caparaó, ES: Extremo Sul da Bahia, RC: Região Cacaueira da Bahia, BS: Baixo Sul da Bahia. (mesmo acima)

**Tabela 2.** Valores de diversidade filogenética e escalonamento de diversidade filogenética, nas localidades do Espírito Santo e sul da Bahia. Os valores são determinados pela combinação de áreas para cada táxon. A diversidade filogenética total (DF) indica os valores de diversidade filogenética de cada dupla de área somados para todos os táxons.

| Áreas | Táxons |          |       | DF total | Escalaonamento de DF |
|-------|--------|----------|-------|----------|----------------------|
|       | Marm.  | N.squam. | Rhip. |          |                      |
| CP-ES | 44,5   | 1,2      | 18,2  | 63,9     | 1                    |
| PT-CP | 42,3   | 1,5      | 18,2  | 62,0     | 2                    |
| CP-RC | 42,0   | 1,3      | 16,7  | 60,0     | 3                    |
| DB-CP | 40,0   | 1,5      | 18,3  | 59,8     | 4                    |
| CP-BS | 36,2   | 1,4      | 17,4  | 55,0     | 5                    |
| SL-CP | 40,7   | 1,3      | 10,5  | 52,5     | 6                    |
| SL-ES | 26,7   | 1,2      | 17,6  | 45,5     | 7                    |
| PT-SL | 23,0   | 1,5      | 17,6  | 42,1     | 8                    |
| SL-RC | 24,2   | 1,7      | 16,1  | 42,0     | 9                    |
| DB-SL | 21,2   | 1,3      | 17,7  | 40,2     | 10                   |
| ES-RC | 27,8   | 1,6      | 10,6  | 40,0     | 11                   |
| PT-ES | 28,3   | 1,4      | 9,9   | 39,6     | 12                   |
| SL-BS | 21,3   | 1,2      | 16,8  | 39,3     | 13                   |
| PT-RC | 25,8   | 1,9      | 10,6  | 38,3     | 14                   |
| DB-ES | 26,0   | 1,4      | 10,0  | 37,4     | 15                   |
| ES-BS | 25,1   | 1,3      | 10,1  | 36,5     | 16                   |
| DB-RC | 23,5   | 1,9      | 10,7  | 36,1     | 17                   |
| PT-BS | 22,9   | 1,6      | 10,1  | 34,6     | 18                   |
| DB-PT | 22,8   | 1,7      | 9,7   | 34,2     | 19                   |
| RC-BS | 22,6   | 1,8      | 9,8   | 34,2     | 19                   |
| DB-BS | 20,6   | 1,4      | 10,2  | 32,2     | 20                   |

Abreviações: Marm., *Marmosops spp.*; N.squam., *Nectomys squamipes*; Rhip., *Rhipidomys spp.*; DB, Reserva Biológica de Duas Bocas; PT, Monumento Natural dos Pontões Capixabas; SL, Estação Biológica de Santa Lúcia; CP, Parque Nacional do Caparaó; ES, Extremo Sul da Bahia; RC, Região Cacaueira da Bahia; BS, Baixo Sul da Bahia.

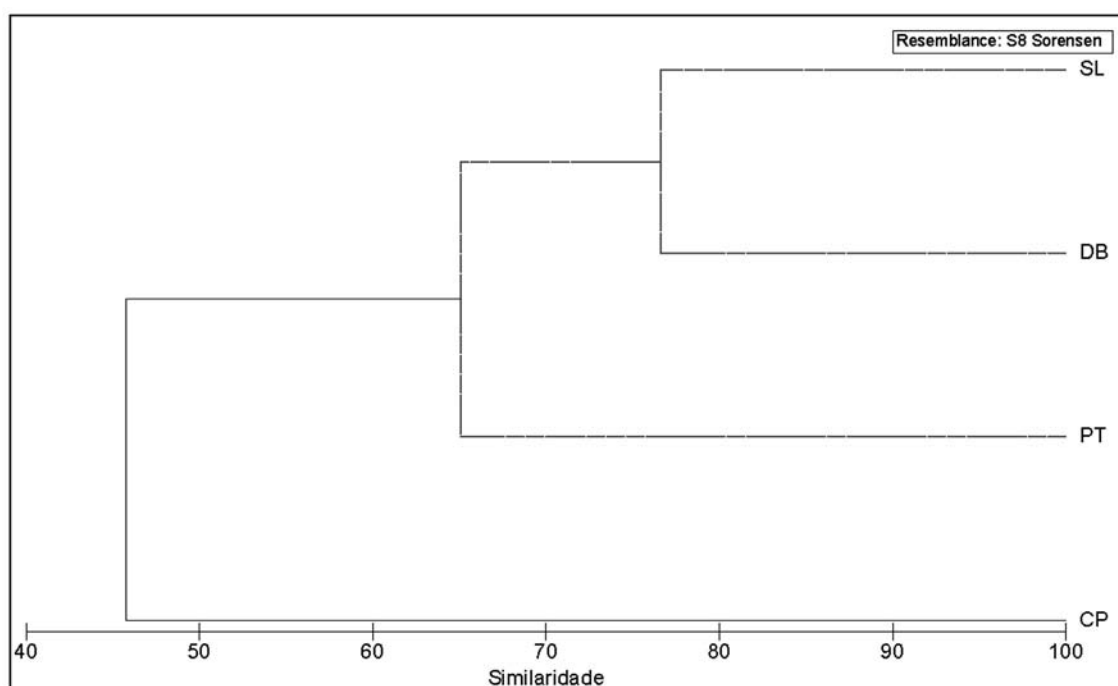
Como pode ser observado na Tabela 2, os maiores valores de diversidade filogenética foram obtidos pela combinação do Caparaó com as outras áreas do Espírito Santo e as do sul da Bahia.

#### 4. Riqueza de espécies em áreas do Espírito Santo

As duplas de áreas no Espírito Santo que apresentaram a maior riqueza de espécies foram Caparaó–Duas Bocas, com 38 espécies no total, seguida de Caparaó–Pontões Capixabas e Caparaó–Santa Lúcia, ambas com 36 espécies. Verifica-se que as duplas de áreas restantes, Duas Bocas–Santa Lúcia, Duas Bocas–Pontões Capixabas e Santa Lúcia–Pontões Capixabas apresentaram praticamente a mesma riqueza de espécies, 28, 28 e 27, respectivamente (Tabela 1).

No escalonamento de riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores feito para cada área separadamente, Caparaó aparece em primeiro lugar com 26 espécies. Em seguida, Santa Lúcia e Duas Bocas com 23 espécies cada. A área que apresentou menor riqueza de espécies foi Pontões Capixabas, com 18 espécies (ver Anexo III)

O dendograma obtido na análise de agrupamento (Fig. 4) mostrou que somente um agrupamento significativo foi formado: PARNA Caparaó com o grupo MN Pontões Capixabas, EB Santa Lucia e REBIO Duas Bocas. Assim, verifica-se que o Caparaó apresenta similaridade em torno de 45% em relação às outras áreas do Espírito Santo.



**Figura 4:** Dendrograma de agrupamento por similaridade, utilizando o índice de Sorensen, entre as faunas de mamíferos não-voadores de áreas do Espírito Santo. Em preto está a única relação que obteve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) e em vermelho estão as relações que não foram significativas ( $p > 0,05$ ). Abreviações - SL: Estação Biológica de Santa Lúcia, DB: Reserva Biológica de Duas Bocas, PT: Monumento Natural Pontões Capixabas, CP: Parque Nacional do Caparaó.

## DISCUSSÃO

A combinação de áreas que apresentaram os maiores valores de diversidade filogenética, tanto na análise que considerou apenas áreas do Espírito Santo quanto naquela que incluiu áreas do Espírito Santo e sul da Bahia, foram Caparaó–Duas Bocas, Caparaó–Pontões Capixabas, Caparaó–Extremo Sul da Bahia e Caparaó–Região Cacaueira da Bahia, dentre todas as demais combinações (ver Tabelas 1 e 2). Nota-se que essas áreas foram geneticamente mais divergentes e, portanto conservam a maior parte da história evolutiva dos táxons de pequenos mamíferos não-voadores analisados na região do Corredor Central da Mata Atlântica. Observa-se que mesmo aumentando o número de áreas, de quatro (na análise de áreas do Espírito Santo) para sete (na análise de áreas do Espírito Santo e sul da Bahia), e reduzindo o número de táxons de oito (na análise do Espírito Santo) para três (na análise do Espírito Santo e sul da Bahia), as duplas Caparaó–Duas Bocas e Caparaó–Pontões Capixabas permanecem nos primeiros lugares do escalonamento de diversidade filogenética (Tabelas 1 e 2). Além disso, na análise de riqueza de espécies, essas duplas também aparecem nos primeiros lugares de escalonamento (Tabela 1), resultado que corrobora àqueles da análise filogenética, de que essas áreas em conjunto são realmente relevantes em termos de conservação da diversidade filogenética e da preservação da riqueza para táxons de pequenos mamíferos não-voadores. Portanto, sugere-se que essas áreas mereçam maiores esforços na conservação da biodiversidade no Corredor Central da Mata Atlântica.



Um resultado padrão é observado tanto nas duas análises de diversidade filogenética quanto na análise de riqueza de espécies: Caparaó aparece sempre nas primeiras posições dos escalonamentos, associado às outras áreas analisadas (Tabelas 1 e 2). Além disso, a análise de agrupamento (Fig. 4) mostrou que o Caparaó apresenta pouca similaridade com relação à fauna de pequenos mamíferos não-voadores das outras áreas do Espírito Santo. Os maiores valores de diversidade filogenética e de riqueza de espécies foram obtidos na combinação de uma área com altitude mais elevada, representada pelo Caparaó, associada às áreas de menores elevações no Espírito Santo e sul da Bahia. A congruência observada nas diferentes análises demonstra que realmente o Caparaó é uma área que apresenta uma fauna peculiar, com linhagens bem diferentes das outras áreas analisadas. A combinação dessa área com outras de menor elevação (tanto no Espírito Santo quanto no sul da Bahia) preserva a maior parte da história evolutiva da fauna de pequenos mamíferos, além de conservar uma maior riqueza de espécies. Dentre as áreas analisadas, o Caparaó é aquela que apresenta o maior gradiente altitudinal (957 a 2890 metros). A elevação determina a presença ou ausência de diferentes tipos vegetacionais e esses influenciam a distribuição altitudinal de espécies de mamíferos (Bonvicino *et al.*, 1997). Dado que os tipos vegetacionais no Caparaó mudam de acordo com a altitude, é de se esperar que a composição da fauna de pequenos mamíferos reflita esta diversidade. A exemplo das espécies do gênero *Akodon*, *A. cursor* ocorre apenas nas baixas elevações do parque, nos tipos vegetacionais das Florestas Sub-montanas, enquanto que *A. mystax* somente ocorre nas partes mais altas do parque, nas elevações acima de 2.300 metros, nos tipos vegetacionais Campos de Montanha e Floresta Montana Úmida (Bonvicino *et al.*, 1997). De fato, o fator altitude parece exercer papel essencial na distribuição das espécies no Caparaó. No passado, habitats montanos abertos alcançavam baixas elevações. Os campos de montanha do Caparaó e as atuais áreas abertas nas outras montanhas do sudeste do Brasil podem ter sido interconectados (Bonvicino *et al.*, 1997). Com o soerguimento da Serra do Mar e da Mantiqueira (na qual o Caparaó está situado) que, segundo Safford (1999), teve início no Cretáceo Tardio e foi cessado no Eoceno tardio ou Oligoceno, as áreas foram separadas, o que proporcionou profundo e longo tempo de isolamento para muitos grupos de fauna e flora de áreas mais altas. Isso pode explicar a presença de táxons únicos, como *Akodon mystax* e *Oxymycterus caparae*, nas altas altitudes do Caparaó, que podem ter divergido a partir do isolamento entre as áreas. A história de uma área está diretamente ligada à história das linhagens que a habitam, pois as características de ambientes passados, como geologia, clima e composição biótica influenciam a sobrevivência, distribuição e diversificação das linhagens que ocorrem atualmente nesses lugares (Brown & Lomolino, 2006). Portanto, a combinação de maior diversidade entre o Caparaó com áreas mais baixas do Corredor Central da Mata Atlântica reflete tanto as características ecológicas peculiares do Caparaó (observadas pela maior riqueza), quanto à presença de linhagens históricas únicas (refletida pelo maior diversidade filogenética), fato recuperado pela análise conjunta aqui realizada.

Além dos fatores ecológicos e históricos acima considerados, outro fato pode justificar a grande diversidade filogenética encontrada para combinação Caparaó–Pontões Capixabas, Caparaó–Extremo Sul e Caparaó–Região Cacaueira. As duplas de áreas estão localizadas ao sul (Caparaó) e ao norte (Pontões, Extremo Sul e Região Cacaueira) no Corredor Central da Mata Atlântica, sendo que entre cada dupla de áreas há a presença do rio Doce, que atravessa o estado do Espírito Santo perpendicularmente à costa. Estudos de biogeografia clássica, em termos de fauna, mostram exemplos de partição norte/sul da biota nos limites desta região, como exemplificado pela quebra na distribuição de lagartos identificada por Vanzolini (1988) na latitude 19°S e a de aves passeriformes (Bates *et al.*, 1998). Outro exemplo tradicional e frequentemente citado desta diferenciação faunística concerne os limites distribucionais de táxons filogeneticamente próximos situados ao sul e ao norte do Rio Doce. Estudos biogeográficos utilizando metodologia cladística têm corroborado esta tendência geral. Costa (2003) identificou uma quebra filogeográfica na Mata Atlântica, chamando a atenção para a existência de componentes latitudinais norte e sul nas filogenias de vários pequenos mamíferos amostrados. Análises filogeográficas com outros grupos de vertebrados identificaram o mesmo padrão de descontinuidade norte e sul na Mata Atlântica para táxons de mamíferos, como roedores equimídeos (Leite, 2003), ouriços-caxeiros (Caldara, 2008), preguiças (Moraes-Barros *et al.*, 2006) e raposas (Tchaicka *et al.*, 2007), além de répteis (Pellegrino *et al.*, 2005) e aves (Cabanne *et al.*, 2007). Nesses estudos, a quebra filogeográfica identificada localiza-se entre o estado do Espírito Santo e o sul da Bahia e, em alguns dos trabalhos acima citados, essa quebra ocorre nas proximidades da região do Rio Doce. Assim, regiões com quebras filogeográficas, geralmente reúnem linhagens com diferentes trajetórias evolutivas e com alta variabilidade genética, o que pode justificar os elevados valores de diversidade filogenética encontrado para as duplas de áreas analisadas.

Em geral, há uma congruência entre os resultados obtidos pela análise de diversidade filogenética e riqueza de espécies por duplas de áreas, como a combinação de Caparaó–Duas Bocas e Caparaó–Pontões Capixabas apresentando os maiores valores de diversidade filogenética e riqueza de espécies (Tabelas 1 e 2). A existência de congruência de resultados obtidos na análise de diversidade filogenética e riqueza de espécies para priorizar áreas para a conservação também foi verificada em outros estudos recentes (Whiting *et al.*, 2000; Polasky *et al.*, 2001; Pérez-Losada *et al.*, 2002; Rodrigues & Gaston, 2002; Pérez-Losada & Crandall, 2003). Esses estudos ressaltam que a riqueza de espécies pode ser usada como substituto da diversidade filogenética. Vale destacar que a maioria dos trabalhos em que houve similaridade de resultados entre as duas medidas de diversidade foram realizados em regiões em que a fauna é bem conhecida e as localidades são mais inventariadas do que no Brasil (como por exemplo, a América do Norte, sul da África e Austrália). Isso proporciona listas de espécies mais completas, que podem subsidiar uma análise mais confiável de riqueza de espécies, o que pode justificar o uso dessa medida como substituta de diversidade filogenética em medidas de conservação. No entanto,

verifica-se que isso não é uma realidade em áreas brasileiras. No Brasil, há uma enorme carência de dados com relação à fauna e flora. A mastofauna da floresta atlântica brasileira, focada nesse trabalho, é ainda pouco conhecida, com poucas localidades exaustivamente avaliadas ou submetidas a estudos de longo prazo (Passamani *et al.*, 2000). Os inventários existentes para fauna neotropical são obviamente incompletos e, às vezes, metodologicamente enviesados, conseqüentemente, as listas locais de espécies obtidas são geralmente incompletas, subestimando a verdadeira biodiversidade (Voss & Emmons, 1996). Por isso, dados de riqueza de espécies devem ser usados com cautela em decisões de conservação estaduais e nacionais, uma vez que ela pode subestimar a verdadeira biodiversidade das áreas.

Moreira *et al.* (2008) observaram que no Espírito Santo, as áreas que apresentam a maior riqueza de espécies em relação à mastofauna da Mata Atlântica são as que são mais inventariadas. Esse fato pôde ser constatado na análise de riqueza por área realizada aqui. Nota-se que as áreas mais ricas em espécies de pequenos mamíferos não-voadores foram o PARNA Caparaó com 26 espécies, a EB Santa Lúcia e REBIO Duas Bocas com 23 espécies, que são as áreas utilizadas nesse estudo melhor estudadas, historicamente ou metodologicamente. A região dos Pontões Capixabas foi a que apresentou menor riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores. No entanto, não significa que seja a região menos rica. O MN Pontões Capixabas é ainda desconhecido em termos de sua fauna e flora. O levantamento mastofaunístico que subsidiou a coleta de amostras utilizadas no presente trabalho foi o primeiro trabalho de inventário em médio prazo realizado na área, sendo que as análises moleculares e filogenéticas realizadas puderam contribuir para a elaboração de uma lista mais confiável de espécies de pequenos mamíferos. Esse único levantamento realizado, e as análises realizadas com os produtos desse levantamento, apontam que mesmo regiões pouco inventariadas podem revelar elevada diversidade filogenética. Pode-se dizer ainda que os altos valores de diversidade filogenética e de riqueza encontrados para o conjunto Caparaó–Pontões indicam que a região dos Pontões seja tão rica e de tão grande importância quanto ao conhecido PARNA Caparaó, sendo sua riqueza subestimada pela falta de levantamentos. Os resultados aqui apresentados reforçam, portanto, as conclusões do *Workshop “Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo”* realizado pelo Ipema em 2005, que considerou a área dos Pontões Capixabas como área prioritária para a realização de inventários biológicos. Assim sendo, no caso de regiões pouco conhecidas, como é o caso de Pontões Capixabas, a diversidade filogenética pode ser uma medida mais segura para estimar a biodiversidade e priorizar áreas para a conservação do que apenas a riqueza de espécies, que pode subestimar a verdadeira biodiversidade local. Ela pode orientar políticas públicas no sentido de viabilizar maiores recursos para pesquisas e atenção de pesquisadores com a finalidade de se acessar um melhor conhecimento da biodiversidade dessas áreas.

Ainda considerando o escalonamento de riqueza de espécies por duplas de área e por áreas individualmente, nota-se que a riqueza é muito semelhante nas primeiras posições do escalonamento, variando de uma a duas espécies (esses números podem não ser significativos, uma vez que os inventários não são completos). Essa medida de biodiversidade, por considerar apenas o número de espécies, pode esconder a presença de espécies ou linhagens únicas dentro uma determinada área. Podemos citar o caso do Parque Nacional do Caparaó. Nessa região há a ocorrência de espécies únicas, típicas de ambientes de altitude, que nenhuma das outras áreas analisadas do Espírito Santo e sul da Bahia possui: *Akodon mystax* e *Marmosops paulensis*, por exemplo. A presença de táxons ou linhagens únicas nem sempre pode ser captada pela riqueza de espécies. A diversidade filogenética, no entanto, por não se ater a níveis hierárquicos de diversidade e considerar a importância evolutiva relativa de cada um dos táxons considerados, pode suplantar estas dificuldades, na medida em que a assinatura genética destas peculiaridades pode ser acessada através das análises cladísticas inerentes à metodologia.

Outro fato que deve ser levado em consideração é que, para o uso de riqueza de espécies, a identificação correta dos táxons é considerada de fundamental importância (Humphries *et al.*, 1995). Muitas vezes, ao analisar listas de espécies para calcular a riqueza de uma determinada área, nos deparamos com táxons identificados erroneamente, ou espécies que sofreram recentes rearranjos taxonômicos (como por exemplo, as espécies que pertenciam ao antigo gênero *Oryzomys*, atualmente alocadas em diferentes gêneros – ver Weksler *et al.*, 2006). Segundo Mace (2004), listas de espécies são confusas pelo limitado conhecimento de muitas espécies e a existente incerteza taxonômica. Esse limitado conhecimento sobre a biodiversidade, com espécies ainda desconhecidas pela ciência, ou as que são conhecidas com condição taxonômica incerta, é denominado de Déficit Lineano (Brown & Lomolino, 2006) e dificulta quaisquer outros estudos biológicos acerca das espécies e seu papel ecológico e evolutivo. Nesse sentido, a sistemática molecular detém um grande potencial para auxiliar a desvendar essa biodiversidade escondida. A análise filogenética molecular, apesar de necessitar de maiores gastos e demandar trabalho laboratorial adicional comparada a metodologias tradicionais que utilizam apenas levantamentos para estimar a riqueza de espécies de uma determinada área, pode ser mais eficiente para esclarecer ambigüidades taxonômicas, sendo valiosa para acessar o *status* taxonômico dos táxons (Byrne, 2003). No presente trabalho, a princípio, o objetivo era realizar uma análise de diversidade filogenética com base em cladogramas intraespecíficos de espécies que ocorressem em todas, ou na maioria, das áreas amostradas, como proposto por Moritz & Faith (1998). Com os resultados obtidos das análises filogenéticas, pôde-se constatar que algumas amostras, que se acreditava-se ser derivadas de uma única espécie nas áreas analisadas, na verdade poderiam se tratar de outra ou mais de duas espécies. Como exemplo pode-se citar os táxons *Marmosops incanus* do PARNA Caparaó e *Rhipidomys mastacalis* do PARNA Caparaó e EB Santa Lúcia, que estavam erroneamente identificados, seja na literatura consultada. As análises filogenéticas moleculares revelaram que na verdade se tratavam das espécies *Marmosops paulensis* e *Rhipidomys* sp. (espécie ainda não descrita). Esse problema também foi percebido para o gênero *Trinomys*, cujas amostras deveriam se

tratar de uma única espécie nas áreas analisadas, mas na verdade eram derivadas de um complexo de três espécies. Esses resultados, mais uma vez, confirmam a eficiência da abordagem filogenética molecular. Esses táxons foram o que mais contribuíram para o cálculo de diversidade filogenética, e que ajudaram a decidir quais áreas em conjunto preservam a maior diversidade filogenética no Corredor Central da Mata Atlântica. Percebe-se então que a abordagem de diversidade filogenética apresenta vantagens em relação à riqueza de espécies, uma vez que ela permite medir a biodiversidade sem necessariamente se atrelar a conceitos de espécies ou outras prerrogativas de níveis hierárquicos de biodiversidade (Pillon *et al.*, 2006), além da ênfase dada ser na preservação de tanto mais variação hierárquica quanto possível, não importando a unidade taxonômica (por exemplo, espécie, subespécie, família) envolvida (Faith, 1992). Além disso, como verificado na metodologia aqui usada, a simplicidade da diversidade filogenética é que pode ser calculada diretamente da árvore filogenética, pela soma dos comprimentos dos ramos de um dado subgrupo de táxons (Barker, 2002). Quando utilizados cladogramas maiores, ou em casos de repetidos cálculos de diversidade filogenética para diferentes subgrupos de espécies em um mesmo cladograma, um simples algoritmo computacional é facilmente utilizado (Faith, 1992; Barker, 2002). Ou seja, apesar de depender de análises moleculares e análises cladísticas, uma vez obtidos os cladogramas de táxons, o cálculo final de diversidade filogenética é facilmente obtido, o que pode popularizar o método entre profissionais dos vários ramos do conhecimento em biologia.

Sugere-se que incentivos a pesquisas sejam direcionados para a obtenção de diferentes tipos de dados que possam ser utilizados pelas diversas metodologias existentes, para subsidiar decisões e ações de conservação baseadas em dados mais concretos. Muitas metodologias quantitativas (e.g. Vane-Wright *et al.*, 1991; Faith, 1992; Crandall, 1998; Rodrigues & Gaston, 2002; Posadas *et al.*, 2001; Pérez-Losada *et al.*, 2002; Faith *et al.*, 2004; Cué-Bär *et al.*, 2006; Jaramillo, 2006) estão sendo utilizadas no mundo para identificar áreas prioritárias para a conservação. No entanto, poucos métodos incorporam a informação filogenética (Bininda-Emonds *et al.*, 2000), sendo esta abordagem virtualmente inexistente no Brasil. A metodologia usada no presente trabalho é uma dentre outras que consideram a importância da distinção filogenética entre os táxons na identificação de áreas importantes para a conservação. Nesse trabalho utilizamos uma maneira simples para integrar informações filogenéticas em práticas conservacionistas. Pesquisas no Brasil utilizando várias dessas ferramentas, com a utilização de diversos grupos taxonômicos, podem levar a resultados mais consistentes que possam ser incorporados nos *Workshops* que definem as áreas prioritárias para a conservação, de forma a obter dados mais robustos que possam contribuir para um maior conhecimento sobre a biodiversidade em curto e longo prazo e conduzir a melhores ações para a conservação da biodiversidade regional e nacional.

Os resultados apresentados aqui servem para demonstrar uma abordagem útil para priorizar os esforços de conservação. À medida que mais estudos forem realizados utilizando o componente filogenético de várias áreas, consideradas prioritárias ou não, para avaliar a singularidade de táxons e áreas importantes para a conservação, uma melhor imagem das diversas utilidades da abordagem filogenética nas práticas conservacionistas surgirá.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos Raquel. T. Moura, Valéria Fagundes, e ao Museu de Biologia Mello Leitão pela doação de amostras de tecidos e disponibilização de sequências de pequenos mamíferos. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado para a primeira autora, à Fundação de Apoio a Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (FAPES), ao Fundo de Apoio à Ciência e Tecnologia do Município de Vitória (FACITEC), Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF), Worldwide Fund for Nature (WWF) e o ao Museum of Vertebrate Zoology (MVZ), que financiaram os projetos que subsidiaram a aquisição das amostras utilizadas nesse estudo.

## REFERÊNCIAS

- Andreasen K (2005) Implications of molecular systematic analyses on the conservation of rare and threatened taxa: Contrasting examples from Malvaceae. *Conserv Genet* 6:399-412.
- Aguiar AP, Chiarello AG, Mendes SL e Matos EN (2005) Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica Brasileira. In: Galindo-Leal C e Câmara IG (eds) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, Belo Horizonte/São Paulo, pp 119-132.
- Ayres AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Queiros HL, Pinto LP, Masterson D e Cavalcanti RB (2005) Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. *Sociedade Civil Mamirauá*, Belém, 256 pp.
- Barker GM (2002) Phylogenetic diversity: a quantitative framework for measurement of priority and achievement in biodiversity conservation. *Biol J Linn Soc* 76:165-194.
- Bates JM, Hackett SJ e Cracraft J (1998) Area-relationships in the neotropical lowlands: a hypothesis based on raw distributions of passerine birds. *J Biogeogr* 25:783-793.
- Bininda-Emonds ORP, Vásquez DP e Manne LL (2000) The calculus of biodiversity: integrating phylogeny and conservation. *Trends Ecol Evol* 15:92-94.
- Bonvicino CR, Langguth A, Lindbergh SM e Paula AC (1997) An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia* 61(4):547-560.

- Brown JH e Lomolino MV (2006) Biogeografia. 2ª edição. FUNPEC, Ribeirão Preto, 691 pp.
- Bruford MW, Hanotte O, Brookfield JFY e Burke T (1992) Single-locus and DNA fingerprinting. In: Hoelzel AR (ed) Molecular genetic analyses of populations. A Practical Approach. IRL Press, Oxford, pp 225-269.
- Byrne M (2003) Phylogenetics and the conservation of a diverse and ancient flora. C R Biol 326:S73-S79.
- Cabanne GS, Santos FR e Miyaki CY (2007) Phylogeography of *Xiphorhynchus fuscus* (Passeriformes, Dendrocolaptidae): vicariance and recent demographic expansion in southern Atlantic forest. Biol J Linn Soc 91:73-84.
- Cabeza M e Moilanen A (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. Trends Ecol Evol 16:242-248.
- Caldara V Jr (2008) Identidade taxonômica e variação geográfica dos ouriços-cacheiros do leste do Brasil (Mammalia: Erethizontidae: *Sphiggurus*). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo.
- Clarke KR e Warwick RM (2005) PRIMER-6 Computer Program, Natural Environment Research Council, Plymouth.
- Costa LP (2003) The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. J Biogeogr 30:71-86.
- Crandall KA (1998) Conservation phylogenetics of Ozark crayfishes: assigning priorities for aquatic habitat protection. Biol Conserv 84:107-117.
- Cué-Bär EM, Villaseñor JL, Morrone JJ e Ibarra-Manríquez G (2006) Identifying priority areas for conservation in mexican tropical deciduous forest based on tree species. Interciencia 31(10):712-719.
- Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. Biol Conserv 61:1-10.
- Faith DP (1994) Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 345:45-58.
- Faith DP (2007) Biodiversity. In: Zalta EN (ed) The Stanford Encyclopedia of Philosophy. URL: <http://plato.stanford.edu/entries/biodiversity/> (último acesso em 22/11/2009).
- Faith DP e Baker AM (2006) Phylogenetic diversity (PD) and biodiversity conservation: some bioinformatics challenges. Evol Bioinform Online 2:121-128.
- Faith DP, Reid CAM e Hunter J (2004) Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation. Conserv Biol 18(1):255-261.
- Forest F, Grenyer R, Rouget M, Davies TJ, Cowling RM, Faith DP, Balmford A, Manning JC, Proches S, Van der Bank M *et al* (2007) Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. Nature 445:757-760.
- Humphries CJ, Williams PH e Vane-Wright RI (1995) Measuring biodiversity value for conservation. Annu Rev Ecol Syst 26:93-111.
- IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1994) Malha Municipal Digital do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE.
- IPEMA - Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (2005) Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: cobertura florestal, unidades de conservação e fauna ameaçada. Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade, Conservação Internacional do Brasil / IPEMA, Vitória.
- Isaac NB, Turvey ST, Collen B, Waterman C e Baillie JEM (2007) Mammals on the EDGE: Conservation priorities based on threat and phylogeny. PLoS One 2(3):e296.
- Jaramillo MA (2006) Using Piper species diversity to identify conservation priorities in the Chocó Region of Colombia. Biodivers Conserv 15:1695-1712.
- Jardins JG (2003) Uma caracterização parcial da vegetação na região sul da Bahia, Brasil. In: Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB e Alger K (orgs) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/ UNICAMP, Ilhéus. Publicação em CD-ROM.
- Kumar S, Tamura, K e Nei M (2004) MEGA 3: Integrated software for Molecular Evolutionary Genetics Analysis and sequence alignment. Brief Bioinform 5:150-163.
- Leite YLR (2003) Evolution and systematics of the atlantic tree rats, genus *Phyllomys* (Rodentia, Echimyidae), with description of two new species. Univ Calif Publ Zool 132:1-118.
- Lima AL e Soares JJ (2003) Aspectos florísticos e ecológicos de palmeiras (Aracaceae) da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. Bol Mus Biol Mello Leitão 16:5-20.
- Loyola RD, Kubota U, Fonseca GAB e Lewinsohn TM (2009) Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. Biodivers Conserv 18:2017-2031.
- Mace GM (2004) The role of taxonomy in species conservation. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 359:711-719.
- McGoogan K, Kivell T, Hutchison M, Young H, Blanchard S, Keeth M e Lehman SM (2007) Phylogenetic diversity and the conservation biogeography of African primates. J Biogeogr 34:1962-1974.
- Mendes SL e Padovan MP (2000) A Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, Espírito Santo. Bol Mus Biol Mello Leitão, Nova série, 11/12:7-34.
- Ministério do Meio Ambiente (2006) O Corredor Central da Mata Atlântica: uma nova escala da conservação da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica, Brasília, 46 pp.

- Moraes-Barros N, Silva JAB, Myiaki CY e Morgante JS (2006) Comparative phylogeography of the Atlantic forest endemic sloth (*Bradypus torquatus*) and the widespread three-toed sloth (*Bradypus variegatus*) (Bradypodidae, Xenarthra). *Genetica* 126:189-198.
- Moreira DO, Coutinho BR e Mendes SL (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):163-173.
- Moritz C (2002) Strategies to protect diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Syst Biol* 51(2):238-254.
- Moritz C e Faith DP (1998) Comparative phylogeography and the identification of genetically divergent areas for conservation. *Mol Ecol* 7:419-429.
- Moulton V, Semple C e Steel M (2007) Optimizing phylogenetic diversity under constraints. *J Theor Biol* 246:186-194.
- Moura RT (1999) Análise comparativa da estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em remanescentes da Mata Atlântica e plantio de cacau em sistemas de cabruca no sul da Bahia. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais.
- Moura RT (2003) Distribuição e Ocorrência de Mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia. In: Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB e Alger K (orgs) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/ UNICAMP, Ilhéus. Publicação em CD-ROM.
- Moura RT (2008) Biogeografia aplicada à conservação de mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais.
- Page RDM (1996) TreeView: An application to display phylogenetic trees on personal computers. *Comput Appl Biosci* 12:357-358.
- Paresque R, Souza WP, Mendes SL e Fagundes V (2004) Composição cariotípica da fauna de roedores e marsupiais de duas áreas de Mata Atlântica do Espírito Santo, Brasil. *Bol Mus Biol Mello Leitão* 17:5-33.
- Passamani M, Mendes SL, Chiarello AG (2000) Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Bol Mus Biol Mello Leitão, Nova série*, 11/12:201-214.
- Pellegrino KCM, Rodrigues MT, Waite AN, Morando M, Yassuda YY e Sites Jr JW (2005) Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwini* complex 17 (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol J Linn Soc* 85:13-26.
- Pérez-Losada M, Jara CG, Bond-Buckup G e Crandall KA (2002) Conservation phylogenetics of Chilean freshwater crabs *Aegla* (Anomura, Aeglidae): assigning priorities for aquatic habitat protection. *Biol Conserv* 105:345-353.
- Pérez-Losada M. e Crandall KA (2003) Can taxonomic richness be used as a surrogate for phylogenetic distinctness indices for ranking areas for conservation? *Anim Biodivers Conserv* 26.1:77-84.
- Pillon Y, Fay MF, Shipunov AB e Chase MW (2006) Species diversity versus phylogenetic diversity: A practical study in the taxonomically difficult genus *Dactylorhiza* (Orchidaceae). *Biol Conserv* 129:4-13.
- Polasky S, Csuti B, Vossler CA e Meyers SM (2001) A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities from North American birds. *Biol Conserv* 97:99-105.
- Posada D e Crandall KA (1998) Modeltest: testing the model of DNA substitution. *Bioinformatics* 14(9):817-818.
- Posadas P, Miranda Esquivel DR e Crisci JV (2001) Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: an example from southern South America. *Conserv Biol* 15:1325-1334.
- Purvis A e Hector A (2000) Getting the measure of diversity. *Nature* 405:212-219.
- Redding DW, Hartmann K, Mimoto A, Bokal D, DeVos M e Mooers AO (2008) Evolutionarily distinctive species often capture more phylogenetic diversity than expected. *J Theor Biol* 251:606-615.
- Rodrigues ASL e Gaston KJ (2002) Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biol Conserv* 105:103-111.
- Saraiva L, Lopes JS, Oliveira GBM, Batista FA e Falcão AL (2006) Estudo dos flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em área de leishmaniose tegumentar americana nos municípios de Alto Caparaó e Caparaó, Estado de Minas Gerais. *Rev Soc Bras Med Trop* 39(1):56-63.
- Schweiger O, Stefan K, Walter D e Ingolf K (2008) A comparative test of phylogenetic diversity indices. *Oecologia* 157(3):485-495.
- Smith TB, Holder K, Girmán D, O'Keefe K, Larison B e Chan Y (2000) Comparative avian phylogeography of Cameroon and Equatorial Guinea mountains: implications for conservation. *Mol Ecol* 9:1505-1516.
- Soutullo A, Dodsworth S, Heard SB e Mooers AO (2005) Distribution and correlates of carnivore phylogenetic diversity across the Americas. *Anim Conserv* 8:249-258.
- Spillner A, Nguyen BT e Moulton V (2008) Computing phylogenetic diversity for split systems. *IEEE/ACM Trans Comput Biol Bioinform* 5(2):235-244.
- Swofford DL (2000) PAUP\*: Phylogenetic Analysis Using Parsimony (\*and other methods), Version 4.0b. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Tchaicka L, Eizirik E, Oliveira TG, Candido JF e Freitas TRO (2007) Phylogeography and population history of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). *Mol Ecol* 16:819-838.

- Vane-Wright RI, Humphries CJ e Williams PH (1991) What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biol Conserv* 55:235-54.
- Vanzolini PE (1988) Distributional patterns of South American lizards. In: Vanzolini PE e Heyer WR (eds) *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distributional Patterns*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp 317-342.
- Vázquez DP e Gittleman JL (1998) Biodiversity conservation: Does phylogeny matter? *Curr Biol* 8(11):379-381.
- Voss RS e Emmons LH (1996) Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bull Am Mus Nat Hist* 230:1-115.
- Weksler M, Percequillo AR e Voss RS (2006) Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *Am Mus Novit* 3537:1-29.
- Whiting AS, Lawler SH, Horwitz P e Crandall KA (2000) Biogeographic regionalization of Australia: assigning conservation priorities based on endemic freshwater crayfish phylogenetics. *Anim Conserv* 3:155-163.

## ANEXO I

Localidades de coleta das amostras de pequenos mamíferos utilizados no trabalho, com suas respectivas coordenadas geográficas e, quando possível, altitude. Os números que antecedem cada localidade correspondem aos pontos no mapa da Fig. 1.

**Parque Nacional do Caparaó - ES:** 1. Dores do Rio Preto, 20°28'48,6"S, 41°49'45,8"W, 1.860 m; 2. Ibitirama, 20°29'50"S, 41°43'49"W, 935 m; 3. Irupi, 20°23'46"S, 41°44'5,8"W, 1.063 m. **Monumento Natural dos Pontões Capixabas - ES:** 4. Mata da Lagoa, Sítio Krok, Águia Branca, 18°58'47"S, 40°44'49"W, 160 m; 5. Fazenda do Zequinha Manduca, Águas Claras, Águia Branca, 18°52'29"S, 40°48'50"W, 373 m; 6. Fazenda Pedra Redonda, Águia Branca, 18°58'24"S, 40°46'14"W, 207 m; 7. Mata dos Stur, Córrego Palmital, Pancas, 19°12'16"S, 40°47'43"W, 158 m; 8. Mata da Pedra do Camelo, Pancas, 19°14'15"S, 40°47'49"W, 135 m. **Reserva Biológica de Duas Bocas - ES:** 9. Reserva Biológica Duas Bocas, Alto Alegre, Cariacica, 20°16'52"S, 40°31'19"W, 550 m. **Estação Biológica de Santa Lúcia - ES:** 10. Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, 19°57'54"S, 40°32'22"W, 582 m; 11. Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, 19°56'00"S, 40°36'1"W, 655 m. **Sub-região Extremo Sul - BA:** 12. Parque Nacional do Descobrimento, Prado, 17°06'00"S, 039°20'00"W, 70 m; 13. Fazenda Elma, Nova Viçosa, Bahia, 17°58'32"S, 39°33'53"W, 33 m. **Região Cacaueira - BA:** 14. Reserva Biológica de Una, Una, 15°12'23"S, 039°09'57"W, 30 m; 15. Fazenda Jueirana, 28 km, Una, 15°12'23"S, 39°09'57"W. **Sub-região Baixo Sul - BA:** 16. Estação Ecológica Estadual Nova Esperança, Wenceslau Guimarães, 13°36'00"S, 039°43'00"W, 470 m; 17. Fazenda Subaúma, Cairu, 13°31'00"S, 039°02'00"W, 70 m.

## ANEXO II

Lista dos tecidos utilizados nas análises moleculares por área amostrada. As siglas referem-se às iniciais do coletor ou as iniciais de local de tombo: Coleção de tecidos da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Museu de Biologia Professor Mello Leitão (MBML), Laboratório de Genética Animal da UFES (LGA) e Raquel Teixeira de Moura (RM).

**Parque Nacional do Caparaó - ES:** *Akodon cursor* (LGA 1187), *Nectomys squamipes* (LGA 1215), *Rhipidomys* sp. (LGA 1202); *Trinomys* sp. (LGA 1596), *Didelphis aurita* (LGA 1285), *Gracilinanus microtarsus* (LGA 1326); *Marmosops* sp. (LGA 1310), *Philander frenatus* (LGA 1196). **Monumento Natural dos Pontões Capixabas - ES:** *Akodon cursor* (UFES 237), *Nectomys squamipes* (UFES 519), *Rhipidomys mastacalis* (UFES 852); *Trinomys* sp. (UFES 120), *Didelphis aurita* (UFES 510), *Gracilinanus microtarsus* (UFES 166); *Marmosops incanus* (UFES 202), *Philander frenatus* (UFES 222). **Reserva Biológica de Duas Bocas - ES:** *Akodon cursor* (UFES 182), *Nectomys squamipes* (UFES 271), *Rhipidomys mastacalis* (UFES 43); *Trinomys* sp. (UFES 42), *Didelphis aurita* (UFES 207), *Gracilinanus microtarsus* (UFES 29); *Marmosops incanus* (UFES 425), *Philander frenatus* (UFES 91). **Estação Biológica de Santa Lúcia - ES:** *Akodon cursor* (UFES 801), *Nectomys squamipes* (UFES 803), *Rhipidomys* sp. (MBML 1995); *Trinomys* sp. (UFES 511), *Didelphis aurita* (UFES 774), *Gracilinanus microtarsus* (UFES 558) *Marmosops incanus* (UFES 786), *Philander frenatus* (UFES 799). **Extremo sul da Bahia - BA:** *Nectomys squamipes* (UFES 10), *Rhipidomys mastacalis* (RM 801), *Marmosops incanus* (RM 800). **Região Cacaueira - BA:** *Nectomys squamipes* (RM 223), *Rhipidomys mastacalis* (RM 96), *Marmosops incanus* (RM 73). **Baixo Sul da Bahia - BA:** *Nectomys squamipes* (RM 158), *Rhipidomys mastacalis* (RM 165), *Marmosops incanus* (RM 163).

## ANEXO III

Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores das localidades amostradas no Espírito Santo, com base em dados disponíveis na literatura.

| Espécies  | PARNA       | MN                | REBIO      | EB          |
|---|-------------|-------------------|------------|-------------|
|   | Caparaó     | Pontões Capixabas | Duas Bocas | Santa Lúcia |
| <i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)                        | 1; 2        | 6                 | 7          | 8; 9        |
| <i>Akodon mystax</i> Hershkovitz, 1998                    | 2           |                   |            |             |
| <i>Akodon serrensis</i> (Thomas, 1902)                    | 1; 2        |                   |            |             |
| <i>Blarinomys breviceps</i> (Winge, 1887)                 |             |                   | 7          |             |
| <i>Brucepattersonius griserufescens</i> Hershkovitz, 1998 | 2           |                   |            |             |
| <i>Calomys tener</i>                                      | 2; 3**      |                   |            |             |
| <i>Cerradomys subflavus</i> Wagner, 1842                  |             | 6                 |            | 8; 13**     |
| <i>Delomys collinus</i> (Thomas, 1917)                    | 1; 2        |                   |            |             |
| <i>Delomys sublineatus</i> (Thomas, 1903)                 | 12          |                   |            |             |
| <i>Euryoryzomys russatus</i> Wagner, 1848                 | 2; 13**     |                   | 8; 13**    | 8; 9; 13**  |
| <i>Euryzgomatomys spinosus</i>                            | 2           |                   |            |             |
| <i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)               | 12          | 6                 | 7          | 9           |
| <i>Juliomys ossitenuis</i>                                | 4           |                   |            |             |
| <i>Juliomys pictipes</i> (Osgood, 1933)                   |             |                   | 7          |             |
| <i>Kanabateomys amblyomyx</i> (Wagner, 1845)              |             | 6                 |            | 9           |
| <i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)                      |             | 6                 |            |             |
| <i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)                  | 1; 2        | 6                 | 7; 8       | 8; 9        |
| <i>Oecomys catherinae</i> (Thomas, 1909)                  |             | 6                 | 7          | 9; 3**      |
| <i>Oligoryzomys flavescens</i> (Waterhouse, 1837)         | 2           |                   |            |             |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)               | 1; 2        | 6                 | 7; 8       | 8; 9        |
| <i>Oxymycterus caparaoe</i> Hershkovitz, 1998             | 2           |                   |            |             |
| <i>Oxymycterus dasythrichus</i> (Schinz, 1821)            | 2; 3**      | 6; 3**            | 7; 3**     | 9; 3**      |
| <i>Phyllomys lamarum</i>                                  |             | 6                 |            |             |
| <i>Phyllomys pattoni</i> Emmons et al., 2002              |             |                   | 7          | 8           |
| <i>Rhipidomys mastacalis</i> (Lund, 1840)                 |             | 6                 | 7; 8       |             |
| <i>Rhipidomys</i> sp.                                     | *           |                   |            | *           |
| <i>Sooretamys angouya</i> (Fischer, 1814)                 | 2; 3 e 13** |                   |            |             |
| <i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1829)             | 1; 2        |                   | 7          | 8           |
| <i>Trinomys graciosus</i>                                 | 1; 2        |                   |            | 8; 9        |
| <i>Trinomys paratus</i> (Moojen, 1948)                    |             |                   | 7          |             |
| <i>Trinomys setosus denigratus</i>                        |             | 6                 |            |             |
| <i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)               |             |                   |            | 9           |
| <i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)             |             | 6                 | 10         | 9           |
| <i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)              | 2           | 6                 | 7; 8       | 8; 9        |
| <i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)            | 12          | 6                 | 7          | 9           |
| <i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)                    |             |                   | 8          | 9           |
| <i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)                     |             | 6                 | 7; 8       | 8; 9        |
| <i>Marmosops paulensis</i>                                | 1; 2; 5**   |                   |            |             |
| <i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)        |             | 6                 | 7; 8       | 9           |
| <i>Micoureus paraguayanus</i> (Tate, 1931)                |             |                   | 7; 8       | 8; 9        |
| <i>Monodelphis americana</i> (Muller, 1776)               | 12          |                   | 8          | 8           |
| <i>Monodelphis iheringi</i> (Thomas, 1888)                |             |                   | 7          |             |
| <i>Monodelphis sorex</i>                                  | 1; 2; 11**  |                   |            |             |
| <i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)                  | 2           | 6                 | 7          | 8; 9        |
| <b>Total de espécies</b>                                  | 26          | 18                | 23         | 23          |

\*Bárbara Maria de Andrade Costa, Comunicação pessoal.

\*\*Referências utilizadas na atualização da nomenclatura.

Fontes de dados:

1. Bonvicino CR, Langguth A, Lindbergh SM e Paula AC (1997) An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia* 61(4):547-560.
2. Bonvicino CR, Lindbergh, SM e Maroja LS (2002) Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz J Biol* 62(4b):765-774.
3. Bonvicino CR, Oliveira JA e D'Andrea PS (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, 120 pp.
4. Costa LP, Pavan SE, Leite YLR e Fagundes V (2007) A new species of *Juliomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from

the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Zootaxa* 1463:21-37.

5. Gardner AL e Creighton GK (2007) Genus *Marmosops*. In: Gardner AL (ed) *Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 61-74.
6. Leone MF e Santos BF (2008) Guia Virtual dos Mamíferos do Monumento Natural dos Pontões Capixabas. Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. <http://www.cchn.ufes.br/dbio/labs/lamab/pontoes> (último acesso em 20/11/2011).
7. Tonini JFR, Carão LM, Pinto IS, Gasparini JL, Leite YLR e Costa LP (2008) Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Biota Neotrop* 10(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?inventory+bn02710032010>.
8. Paresque R, Souza WP, Mendes SL e Fagundes V (2004) Composição cariotípica da fauna de roedores e marsupiais de duas áreas de Mata Atlântica do Espírito Santo, Brasil. *Bol Mus Biol Mello Leitão* 17:5-33.
9. Passamani M, Mendes SL e Chiarello AG (2000) Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Bol Mus Biol Mello Leitão, Nova série*, 11/12:201-214.
10. Passamani M e Mendes SL (2007) Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória, 140 pp.
11. Pine RH e Handley CO (2007) Genus *Monodelphis*. In: Gardner AL (ed) *Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 82-85.
12. Posses SP (2008) Diversidade cariotípica de pequenos mamíferos não voadores no Parque Nacional do Caparaó, Brasil. Monografia de conclusão de curso. Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo.
13. Weksler M, Percequillo AR e Voss RS (2006) Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *Am Mus Novit* 3537:1-29.



**VARIAÇÃO MORFOLÓGICA EM *CERRADOMYS VIVOI***  
**PERCEQUILLO, HINGST-ZAHER & BONVICINO 2008**  
**(RODENTIA, SIGOMODONTINAE) DA CHAPADA DIAMANTINA**  
**E DO VALE DO RIO JEQUITINHONHA**

*Luciana Guedes Pereira*  
*Lena Geise*

O estudo da variação geográfica baseia-se num postulado simples da teoria evolutiva, que diz, de uma maneira simplificada, que indivíduos de uma mesma espécie diferem entre si quanto ao seu patrimônio gênico, e que às diferenças genéticas podem corresponder diferenças morfológicas, fisiológicas, etológicas, entre várias outras, sendo portanto imprescindíveis nos estudos de evolução e sistemática (Thorpe, 1976). Na visão clássica de Gould & Johnston (1972), é esperado que indivíduos de uma dada população sejam mais aptos a viver no lugar onde se encontram do que em outros. Deste processo resultariam certas características relativas ao crescimento, desenvolvimento e reprodução destes animais, assim como uma variação espacial de suas características, variação dita geográfica.

Antes do advento das técnicas de sequenciamento de DNA, e das análises filogeográficas e filogenéticas com o uso de marcadores moleculares, os caracteres morfológicos foram a principal fonte de informação sobre padrões de especiação entre as formas atuais (Lôbo-Hajdu, 2006). Esses caracteres podem dar falsas pistas sobre filogenias, já que o processo de evolução convergente pode produzir estruturas similares em animais distantes filogeneticamente (Reis *et al.*, 1988). Outra limitação é em relação à estimativa do tempo. Estruturas anatômicas como ossos e dentes, podem evoluir rapidamente numa linhagem e lentamente em outra, ou seja, não é possível, apenas comparando-se essas duas estruturas, saber há quanto tempo duas espécies divergiram de um ancestral comum (Lowenstein, 1985). Para determinar as datas dos eventos de separação de espécies, referências são feitas a partir do estudo de registros fósseis. Contudo, esses dados são fragmentários, sendo, portanto, difíceis de serem usados, principalmente entre os roedores Sigmodontinae (Pardiñas *et al.*, 2002; Teta *et al.*, 2004).

Antes da divisão de *Oryzomys* em dez novos gêneros, um dos quais é *Cerradomys* (Weksler *et al.*, 2006), Bonvicino & Moreira (2001) propuseram um complexo de espécies em *O. subflavus*, com uma espécie de Pernambuco e Paraíba (descrita posteriormente como *C. langguthi* (Percequillo *et al.*, 2008), e *C. vivoi* (*Oryzomys* gr. *subflavus* da Bahia em Bonvicino e Moreira, 2001) com distribuições alopatricas. Apesar deste padrão de distribuição disjunto, Souza (2005) observou indivíduos com cariótipos distintos na mesma localidade da Chapada Diamantina ( $2n=50$ ,  $NA=64$  e  $2n=46$ ,  $NA=50$ ).

Na descrição de *C. vivoi* a espécie é dita como característica de áreas de transição Cerrado-Caatinga, habitando florestas de galeria, semidecíduais secundárias e Caatinga arbórea. Nesse estudo, que incluiu coletas em áreas com floresta estacional decidual, foi feito um estudo de variação morfológica, incluindo características de pelagem, estruturas cranio-dentárias e cromossômicas para que mais informações sobre o táxon sejam disponibilizadas para estudos da sistemática do grupo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Quatro expedições a campo foram realizadas na Chapada Diamantina e na região do Vale do Rio Jequitinhonha entre 2002 e 2005 em diferentes tipos de vegetação, em sete localidades (Figs. 1 e 2; Anexo 1). O desenho amostral diferiu entre as expedições, dependendo da topologia da área, presença de árvores, com armadilhas distantes de 15 a 20 m uma da outra, em transectos. Foram usadas armadilhas de captura viva (Sherman® e Tomahawk®) com isca de banana ou mandioca, Amendocrem®, e bacon. A quantidade de armadilhas por localidade variou entre 50 a 200. Armadilhas de queda (fojos) foram usadas em três expedições, nas localidades 1, 2 e 4 (Anexo 1). As armadilhas ficaram abertas entre duas a 17 noites consecutivas, em um esforço total de 12.947 armadilhas/noites. De cada espécime coletado foi preparado cariótipo. Pele, crânio e esqueleto parcial foram depositados no Museu Nacional (MN) e Museu de Zoologia da USP (MZUSP). Dados do habitat foram obtidos de cada linha de armadilhas, a classificação seguindo Eiten (1972, 1994) e Oliveira-Filho & Ratter (2002) (Anexo 1).

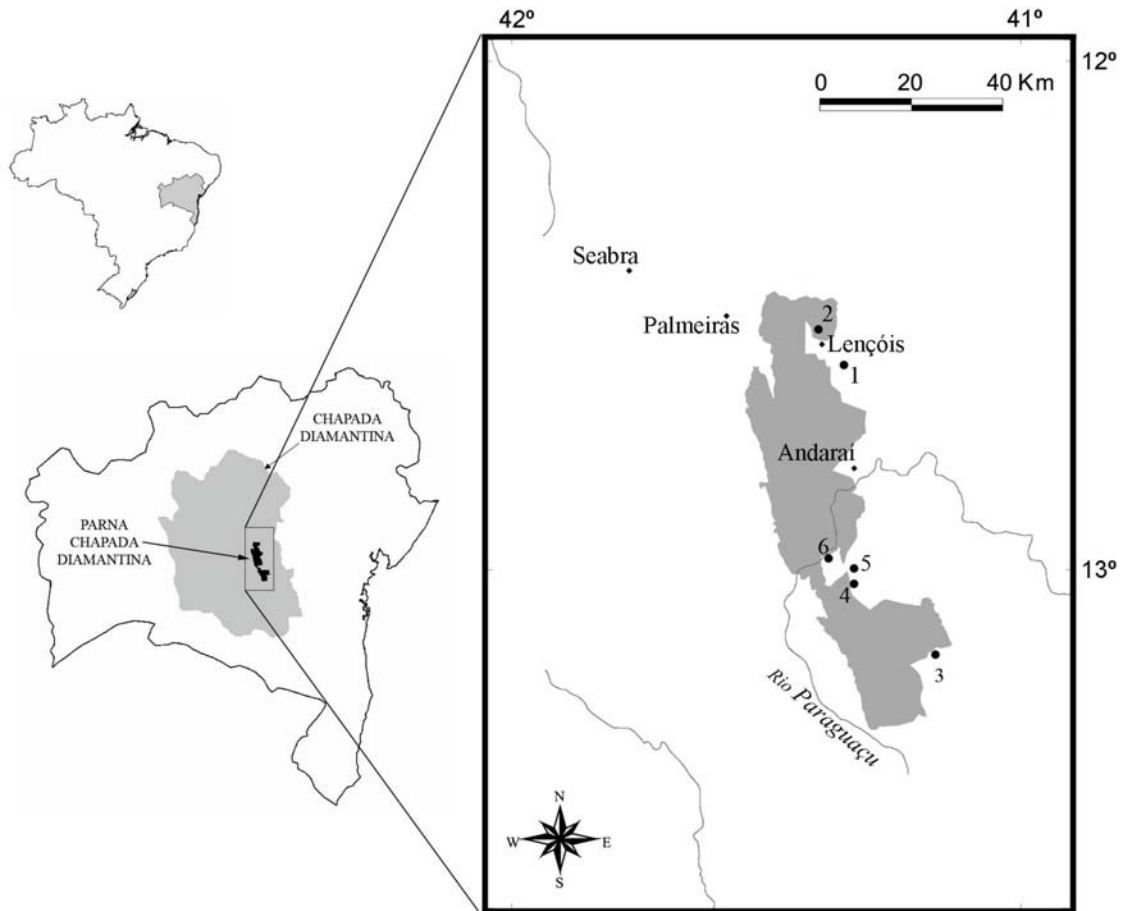
A análise morfológica foi feita apenas com espécimes adultos. As seis classes etárias, baseadas na eclosão e desgaste da série molar superior seguem Cerqueira *et al.* (1989), sendo considerados adultos aqueles de classes entre três e seis. Trinta e um caracteres morfológicos e seus diferentes estados (Anexo 2) foram usados com base em Weksler (1996), Musser *et al.* (1998) e Percequillo (1998).

Cromossomos metafásicos foram obtidos através de cultura celular *in vitro* (cultura de crescimento de medula óssea através do meio de cultura Dulbecco's MEM com 10% de soro bovino fetal e colchicina), ou em preparações *in vivo*, com injeção de colchicina (0,1%) para interromper a divisão celular em metáfases (Ford & Hamerton, 1956). Coloração convencional (Giemsa 5%) permitiu a definição dos números diplóide ( $2n$ ) e autossômico ( $NA$ , excluindo os cromossomos sexuais), assim como analisar a morfologia cromossômica.

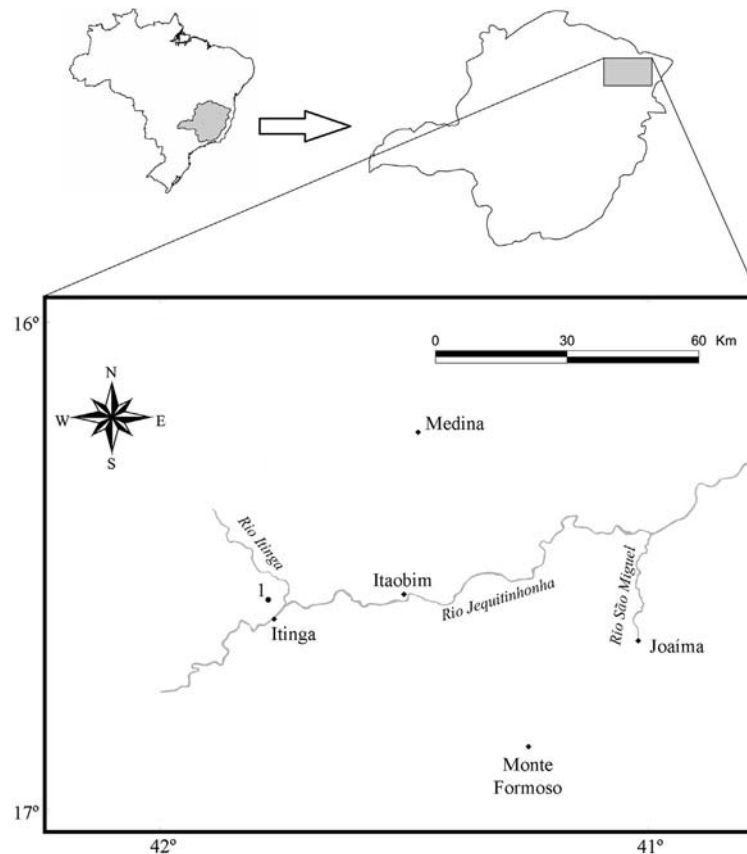
## RESULTADOS

### *Variação entre indivíduos da Chapada Diamantina*

Localidades com o mesmo tipo de vegetação foram agrupadas: duas com vegetações abertas (cerrado *sensu stricto* e campo rupestre) e uma com vegetação fechada (floresta estacional decidual). 61 indivíduos foram analisados, 26 de campo rupestre, 22 de cerrado "*sensu stricto*" e 13 de localidades com floresta estacional decidual.



**Figura 1.** Mapa com a localidade de coleta na região do Médio Vale do Jequitinhonha, onde: 1- Remanso (Lençóis); 2 - Torre da Tele Bahia (Lençóis); 3 - Margem do Rio Saminas (Iatetê); 4 - Rio Cumbuca (Mucugê); 5 - Mata do Zé Leandro (Parque Estadual Sempre-Viva) (Mucugê); 6 - Estação de Tratamento de Água de Mucugê (Mucugê)



**Figura 2.** Mapa com as localidades de coleta na região do médio Vale do Rio Jequitinhonha. Onde: 1 - Localidade da Fazenda Galiléia (Itinga).

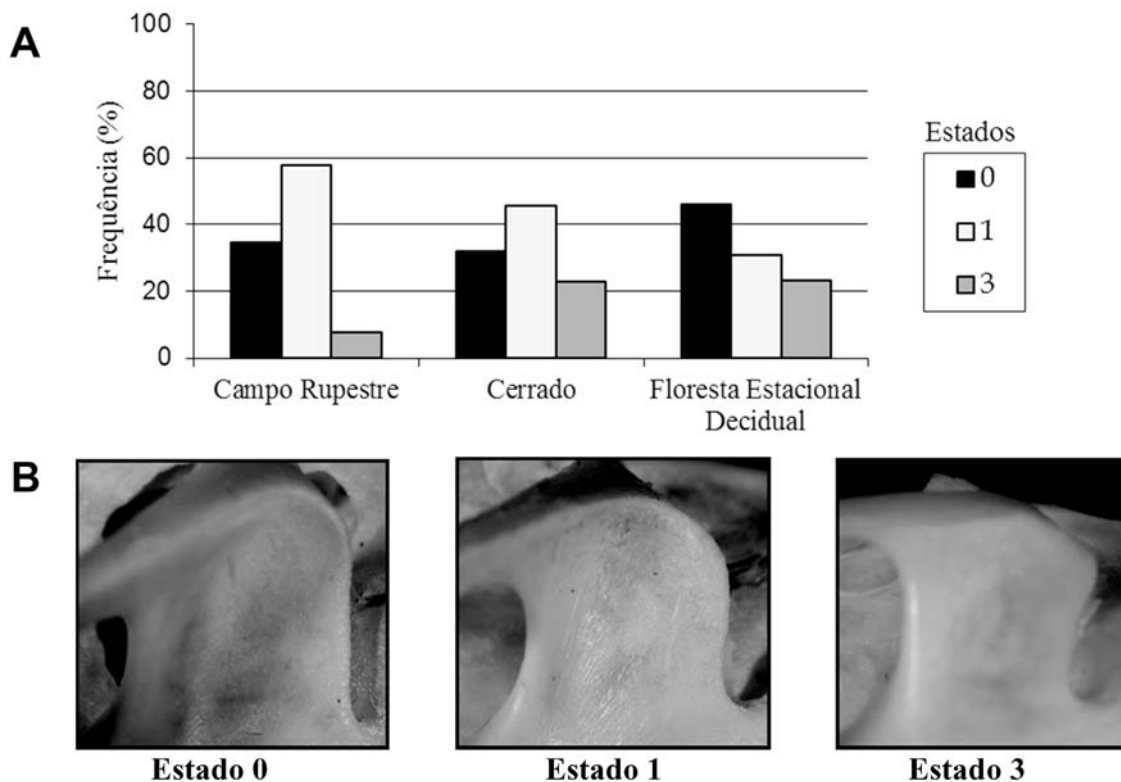
Dos 31 caracteres morfológicos, 26 não apresentaram variações dentro e/ou entre os ambientes. Os caracteres 1 - 8, 10, 11, 15, 16, 22, 25 e 30 apresentaram o estado 0, os caracteres 13, 17, 23, 24, 26-29 e 31 apresentaram o estado 1, o caráter 20 apresentou o estado 2 e o 9 o estado 3. Em três caracteres (14, 18 e 19) foi observada variação dentro das amostras, sendo o estado mais frequente igual entre os tipos de vegetação amostrados (Tabela 1). Os dois caracteres morfológicos restantes (caracteres 12 e 21) mostraram-se diferentes entre os tipos de vegetação.

No caráter 12 (Perfil da borda anterior da placa zigomática), três dos quatro estados foram observados. No cerrado “*sensu stricto*” e no campo rupestre o estado mais frequente foi o 1 (perfil arredondado), enquanto que na floresta estacional decidual, o estado mais frequente foi o 0 (perfil reto) (Figs. 3 e 4).

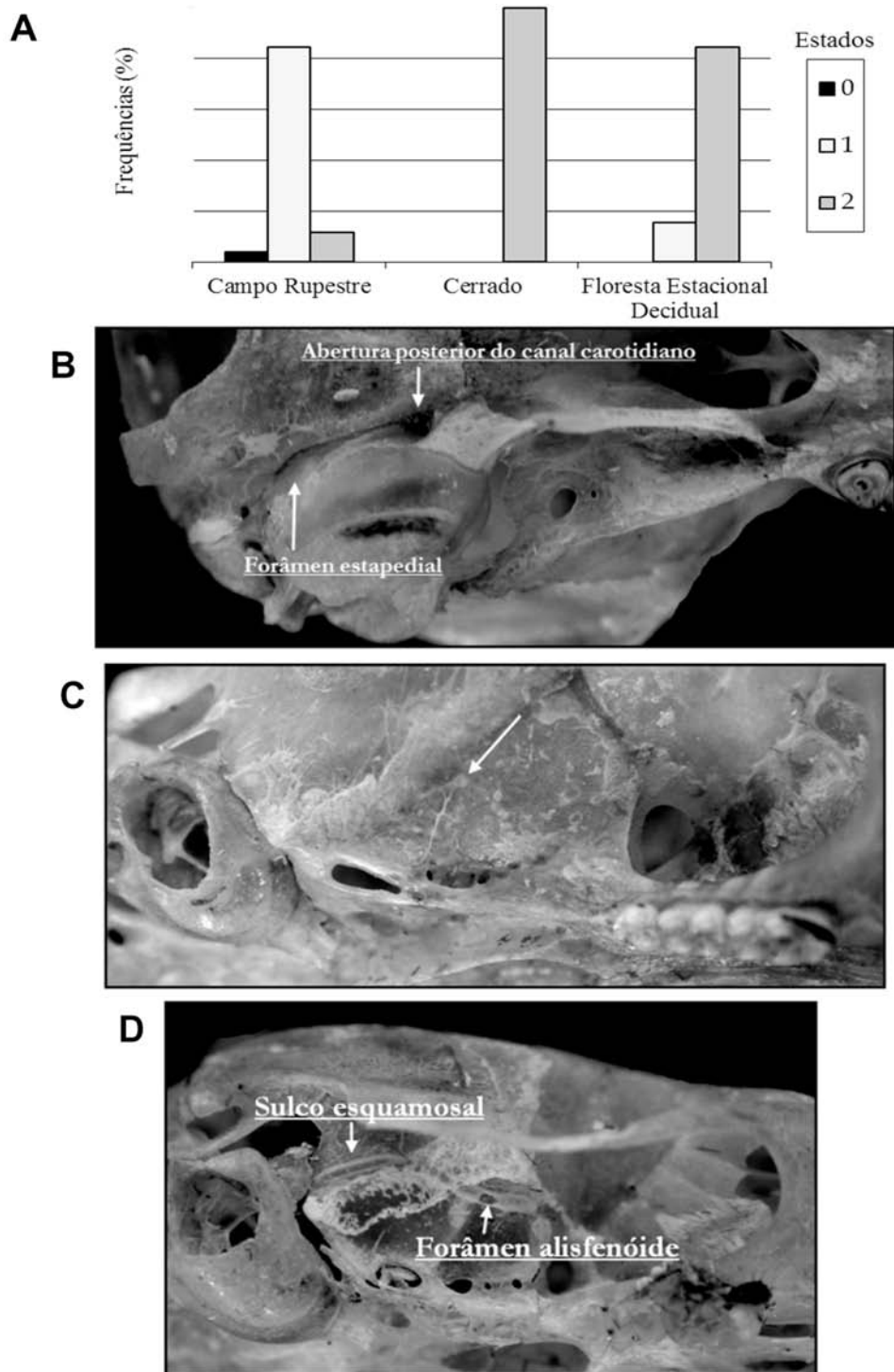
**Tabela 1:** Variação nos caracteres morfológicos em *Cerradomys vivoi* entre localidades da Chapada Diamantina, com o estado mais frequente encontrado. Números das localidades e dos espécimes analisados estão de acordo com o Anexo 1.

| Número de campo dos espécimes analisados                          | Localidades   | Vegetação   | Caracteres e seus estados |    |    |
|---|---------------|-------------|---------------------------|----|----|
|   |               |             | 14                        | 18 | 19 |
| CD170, 195  | 5             | CE          | 0                         | 0  | 0  |
| LG346, CD199, 217   | 4, 5          | CR, CE      | 0                         | 1  | 0  |
| LG372, 376, CD168, 171  | 4, 5          | CR, CE      | 0                         | 2  | 0  |
| LG 213  | 1             | CR          | 0                         | 2  | 1  |
| CD68, 112, 165  | 6             | FED         | 1                         | 0  | 0  |
| LG318, 350, 351, 354, 365, 368, 380, 381, 403, CD23, 73, 120, 142 | 2, 4, 5, 6    | FED, CE, CR | 1                         | 1  | 0  |
| LG225, 383, CD76, 132, 140, 241                                   | 1, 4, 5, 6    | FED, CE, CR | 1                         | 1  | 1  |
| LG339, 355, CD2, 3, 144, 240                                      | 4, 5, 6       | FED, CE, CR | 1                         | 2  | 0  |
| LG211, 366, 404, CD4, 150, 151, 169, 181, 186, 197                | 1, 3, 4, 5, 6 | FED, CE, CR | 1                         | 2  | 1  |
| CD71  | 6             | FED         | 1                         | 2  | 2  |
| LG382, 348  | 4             | CR          | 2                         | 1  | 0  |
| CD243   | 5             | CE          | 2                         | 1  | 1  |
| LG335, CD 173   | 4, 5          | CE, CR      | 2                         | 2  | 0  |
| LG338, 340, 359, 369, 373, CD149                                  | 4, 5          | CE, CR      | 2                         | 2  | 1  |
| CD138   | 5             | CE          | 2                         | 2  | 2  |

FED = floresta estacional decidual; CE = Cerrado *sensu stricto*; CR = Campo rupestre. Caracteres: 14 - Tamanho do forâmen incisivo; 18 - Condição das cavidades palatais posteriores; 19 - Condição do processo palatino. Detalhes sobre os estados no Anexo 2.

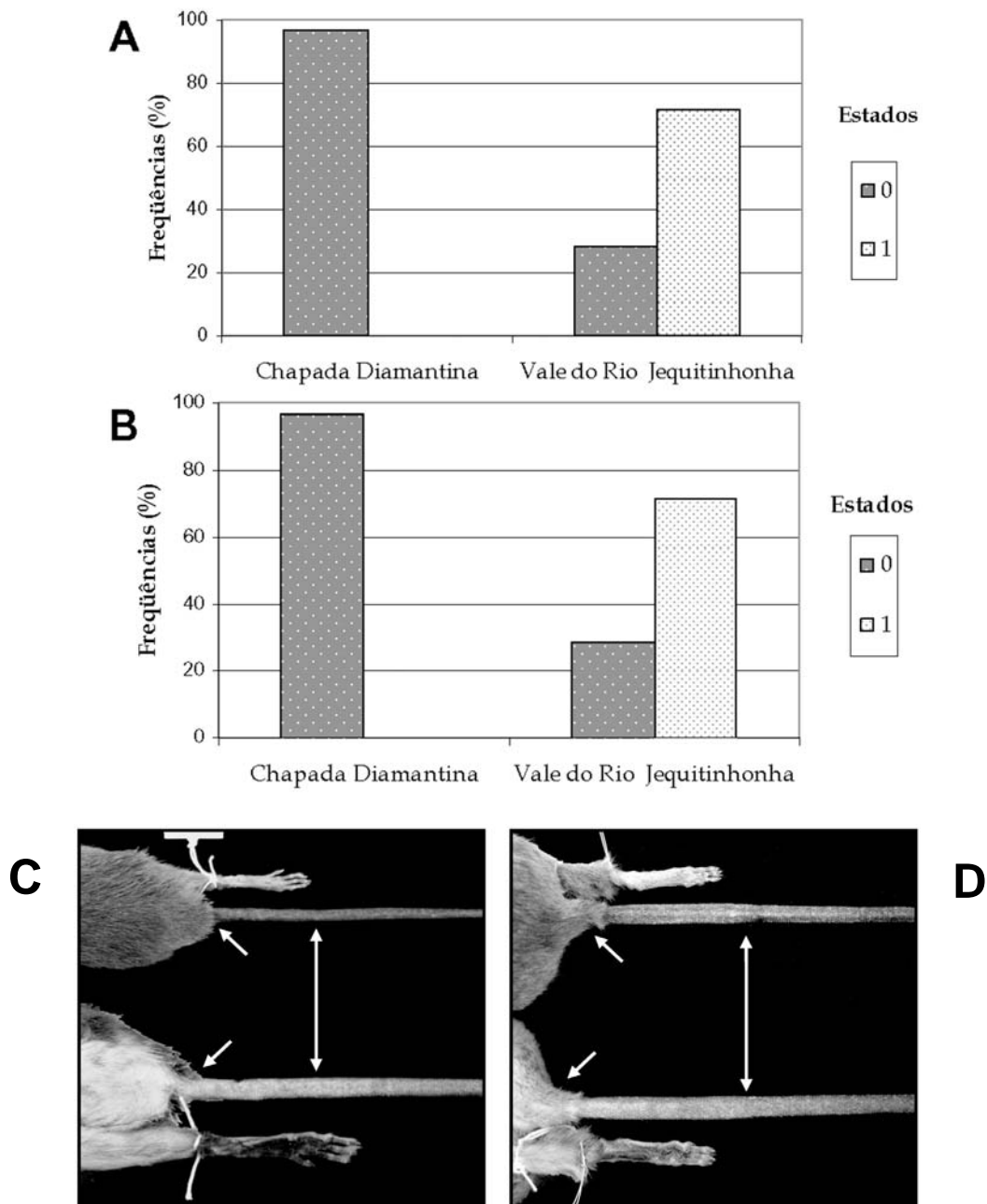


**Figura 3.** Caráter 12 - Perfil da borda anterior da placa zigomática observado na amostra de *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina. A) Frequência dos estados do caráter em cada tipo de vegetação. B) Estados do caráter encontrados. (Fotos de L. Geise)



**Figura 4.** Caráter 21 - Padrão da circulação da carótida e forâmens relacionados – nas amostras *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina. A) Frequência dos estados do caráter em cada tipo de vegetação. B, C e D - Estados do caráteres: B) Estado 0 - setas indicam a abertura posterior do canal carotidiano e o forâmen estapedial; C) Estado 1 - seta indica a parte lateral do crânio com ausência do sulco esquamosal e do forâmen alisfenóide; D) Estado 2 - setas indicam o sulco esquamosal e forâmen alisfenóide presentes, respectivamente. (Fotos de L. Geise)

O caráter 21 apresentou variação entre as localidades (Padrão da circulação da carótida e forâmens relacionados), com os três estados sendo observados, mas apenas no campo rupestre (Fig. 4). Na floresta estacional decidual dois dos três estados (estados 1 e 2) foram identificados, e no cerrado apenas um estado para este caráter foi verificado (estado 2). A Fig. 4 mostra a localização dos forâmens, aberturas e sulcos num crânio de roedor, caracterizando assim os três estados possíveis, cuja descrição se encontra no Anexo 2. Oitenta por cento da amostra do campo rupestre apresentou o estado 1 (padrão derivado 1), com poucos indivíduos com os outros estados (um indivíduo com o estado 0 e três com o estado 2). Em indivíduos do cerrado *sensu stricto* só foi observado o estado 2 (padrão derivado 2), e na amostra da floresta estacional decidual, menos de 20% apresentou o padrão derivado 1, apresentando o restante a condição 2.



**Figura 5.** Carâteres 5 - coloração da cauda e 7 - cobertura de pêlos da base da cauda - em indivíduos de *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina e Vale do Jequitinhonha. A) Frequência dos estados do caráter 5; B) Frequência dos estados do caráter 7; C) Foto dos estados dos carâteres 5 e 7 do indivíduo CD240 da Chapada Diamantina; D) Foto dos estados dos carâteres 5 e 7 do indivíduo LG427 do Vale do Rio Jequitinhonha indicados pelas setas brancas. (Foto de L.G. Pereira)

*Varição entre indivíduos da Chapada Diamantina e do Vale do Jequitinhonha*

Para esta análise os indivíduos (61) da Chapada Diamantina (6 localidades) foram agrupados, sendo comparados com os sete coletados no Médio Vale do Rio Jequitinhonha, provenientes de uma única localidade (Anexo 1). Dentre os 31 caracteres, 27 não apresentaram variações entre as populações, apresentando o mesmo estado mais frequente em ambas as regiões (Tabela 2). Os caracteres 5, 7, 17 e 21 variaram, sendo que nem todos os indivíduos apresentaram o mesmo estado dentro da amostra do Vale do Jequitinhonha. Os caracteres 5 (coloração da cauda) e 7 (cobertura de pelos da base da cauda) variaram, sendo que na Chapada Diamantina foi observado o estado 0 e no Vale do Rio Jequitinhonha o estado 1 para ambos caracteres (Fig. 5). O caráter 17 (comprimento do palato) apresentou três estados na Chapada Diamantina, com o estado 1 mais frequente. No Vale do Rio Jequitinhonha, o estado 1 também foi encontrado, mas sendo o 2 o mais frequente (Fig. 6).

O caráter 21 (Padrão da circulação da carótida e foramens relacionados) apresentou dois dos três estados no Vale do Rio Jequitinhonha com o estado 1 como o mais frequente em contraposição a amostra da Chapada Diamantina, cujo estado mais frequente foi o 2 (Fig. 7).

**Tabela 2.** Caracteres morfológicos analisados em *Cerradomys vivoi* que não apresentaram variação morfológica entre e dentro de populações da Chapada Diamantina e entre o Vale do Jequitinhonha, e os estados encontrados. Detalhes sobre os estados no Anexo 2.

| Caráter   | Condição |
|---|----------|
| 01 - Padrão da pelagem dorsal                             | 0        |
| 02 - Membrana interdigital nas patas posteriores          | 0        |
| 03 - Tubérculos ventrais nas patas posteriores            | 0        |
| 04 - Comprimento dos dedos das patas anteriores           | 0        |
| 06 - Condição da pilosidade na extremidade da cauda       | 0        |
| 08 - Condição da vesícula biliar                          | 0        |
| 09 - Condição das cristas e forma da região supraorbital  | 3        |
| 10 - Forma da caixa craniana                              | 0        |
| 11 - Desenvolvimento do jugal                             | 0        |
| 12 - Perfil da borda anterior da placa zigomática         | 1        |
| 13 - Desenvolvimento da placa e incisão zigomática        | 1        |
| 14 - Tamanho do forâmen incisivo                          | 1        |
| 15 - Forma do forâmen incisivo                            | 0        |
| 16 - Forma do septo do interior do forâmen incisivo       | 0        |
| 18 - Condição das cavidades palatais posteriores          | 2        |
| 19 - Condição do processo palatino                        | 0        |
| 20 - Grau de ossificação do esfenopalatino                | 2        |
| 22 - Condição da barra do alisfenóide                     | 0        |
| 23 - Condição do forâmen pós-glenóide                     | 1        |
| 24 - Condição da fenestra sub-esquamosal                  | 1        |
| 25 - Suspensão da bula auditiva                           | 0        |
| 26 - Condição da fissura no mastoide                      | 1        |
| 27 - Condição da projeção capsular do incisivo mandibular | 1        |
| 28 - Desenvolvimento do <i>procingulum</i> no M1 superior | 1        |
| 29 - Condição da ilha de esmalte na base do M2 superior   | 1        |
| 30 - Condição do <i>hipoflexus</i> no M3                  | 0        |
| 31 - Condição do <i>cingulum</i> labial no m3             | 1        |

#### Análise citogenética

Foi analisado o cariótipo de 66 indivíduos (36 fêmeas e 30 machos) coletados na Chapada Diamantina, e seis indivíduos (três fêmeas e três machos) coletados no Vale do Rio Jequitinhonha. Em 80,3% dos indivíduos o complemento cromossômico apresentou oito pares de cromossomos com dois braços (cinco grandes e três pequenos), 16 pares de cromossomos acrocêntricos (dois grandes e 15 pequenos), e o par sexual composto por um acrocêntrico médio correspondendo ao cromossomo X e um acrocêntrico pequeno sendo o cromossomo Y (Fig. 8).

Os outros 9,7% dos cariótipos analisados apresentaram variação morfológica entre os cromossomos do complemento. Sete indivíduos da Chapada Diamantina (CD004, CD 028, CD 029, CD 126, CD 134, CD 152, CD 206) e um do Vale do Rio Jequitinhonha (LG 434) apresentaram nove pares de cromossomos meta/submetacêntricos, alterando o número de braços autossômicos para 66 (Fig. 8). Este indivíduo do Vale do Rio Jequitinhonha (LG434) também apresentou variação na morfologia do X, possivelmente uma inversão, transformando o mesmo em um submetacêntrico médio. Um indivíduo da Chapada Diamantina (CD 200) apresentou  $2n=51$ , com um cromossomo acrocêntrico grande sem homólogo (correspondente ao segundo par de grandes acrocêntricos) e um par de pequenos acrocêntricos a mais (Fig. 8). Este último cariótipo pode ser explicado pela provável fissão de um dos cromossomos do segundo par de grandes acrocêntricos, resultando em dois cromossomos acrocêntricos pequenos.

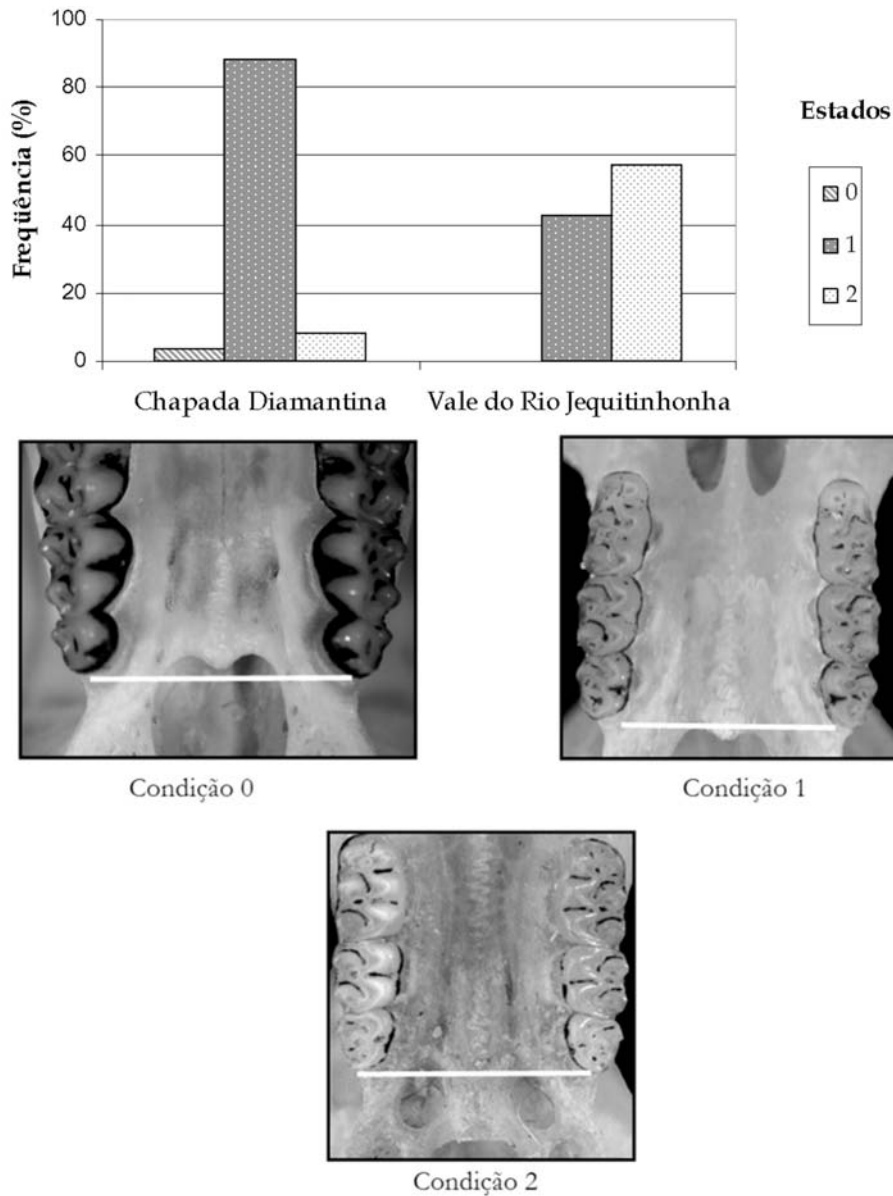
## DISCUSSÃO

Para avaliar a existência de variação geográfica entre os indivíduos deste táxon, os mesmos foram analisados nos níveis morfológico e citogenético. Em uma primeira análise morfológica, apenas com indivíduos da Chapada Diamantina foi observado que dois caracteres cranianos apresentaram estados distintos entre espécimes das diferentes populações. Com relação ao caráter “Perfil da borda anterior da placa zigomática” (caráter 12) os indivíduos de vegetação aberta (*cerrado sensu stricto* e campo rupestre) apresentaram o mesmo estado, diferente do apresentado pelos integrantes da floresta estacional decidual. Já no caso do caráter “Padrão da circulação da carótida e forâmens relacionados” (caráter 21), o mesmo estado foi compartilhado por espécimes da floresta estacional decidual e do *cerrado sensu stricto*. Ambos os caracteres foram utilizados em estudos de diferenciação morfológica dentro de “*Oryzomys*” (Weksler, 1996; Percequillo, 1998), permitindo a distinção do que é reconhecido agora como *Cerradomys* (Weksler *et al.*, 2006). Esses caracteres permitiram neste estudo o reconhecimento de variação intra-específica, indicando uma possível não especificidade. A variação aqui encontrada pode ser resultado de plasticidade fenotípica entre habitats distintos, não havendo um

componente genético na variação. Entretanto deve-se ter cautela ao interpretar este resultado, já que: i) a herdabilidade dos caracteres não foi investigada e ii) o resultado encontrado pode ser um artefato de amostragem, devido ao pequeno tamanho das amostras na maior parte das comparações realizadas.

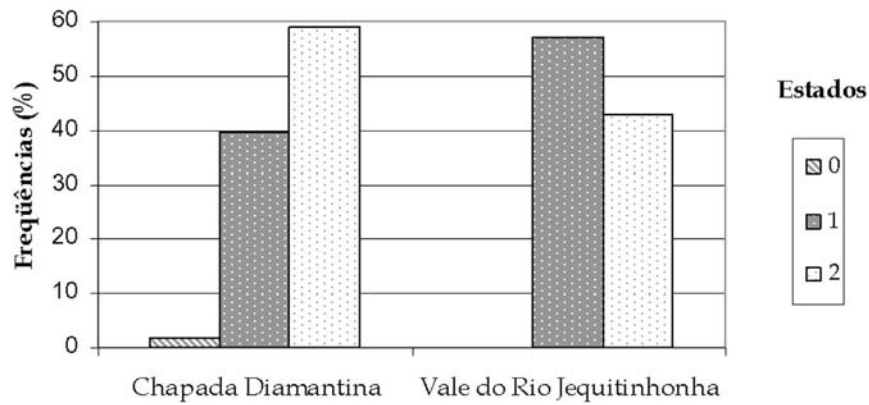
A comparação entre as amostras da Chapada Diamantina e do Vale do Rio Jequitinhonha mostrou pouca diferenciação (quatro caracteres), dois relacionados à morfologia externa e dois à morfologia craniana. O caráter “Padrão da circulação da carótida e forâmens relacionados” se mostrou como sendo o mais variável, podendo ser reflexo da diferença dos tamanhos amostrais. Pode-se hipotetizar que a amostra do Vale do Rio Jequitinhonha apresenta uma variação local. Um número maior de indivíduos desta região precisam ser capturados e analisados, já que a presente análise apenas lança indícios de que estas regiões podem apresentar populações geograficamente estruturadas. Coletas em localidades intermediárias são necessárias.

A análise cromossômica feita em 72 indivíduos mostrou que nove apresentaram variação. Oito indivíduos (sete da Chapada Diamantina e um do Vale do Rio Jequitinhonha) apresentaram um par de cromossomos metacêntricos a mais, variando assim o seu NA, enquanto que outro indivíduo da Chapada Diamantina apresentou um cromossomo a mais, alterando o seu 2n (Pereira & Geise, 2007, Percequillo *et al.*, 2008). A variação no cromossomo sexual feminino encontrada (2n=50, NA=66) foi verificada no indivíduo do Vale do Rio Jequitinhonha que já apresentava variação no seu número de NA.

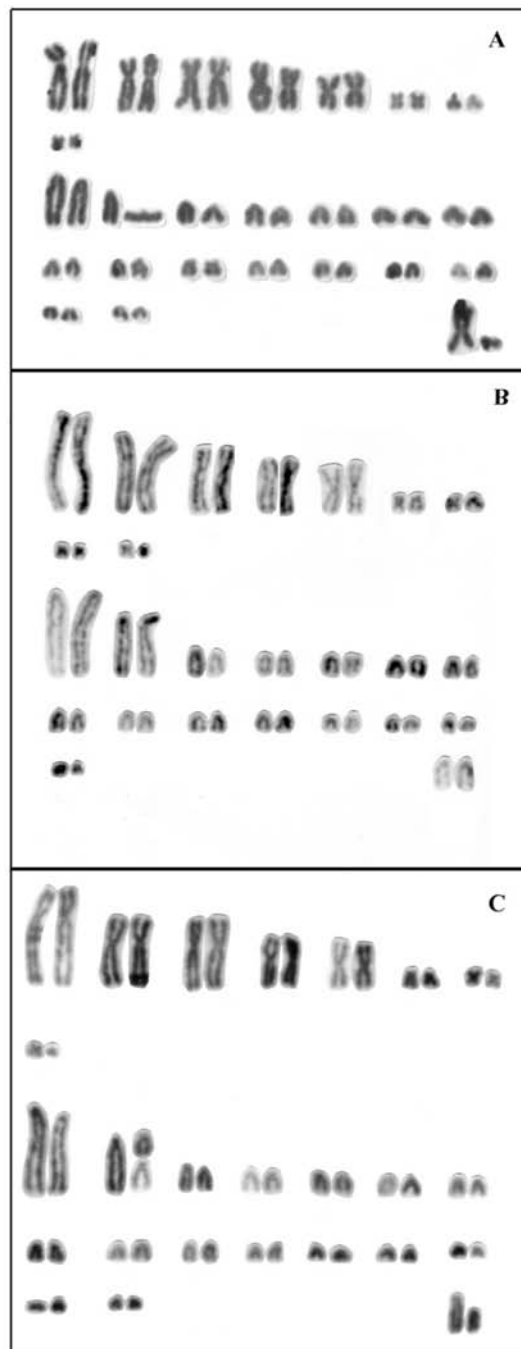


**Figura 6.** Caráter 17 – comprimento do palato - em indivíduos de *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina e do Vale do Rio Jequitinhonha. A) Frequência dos estados do caráter; B) Foto dos estados do caráter onde os três estados foram encontradas em indivíduos da Chapada Diamantina, e os estados 1 e 2 foram encontradas nos indivíduos do Vale do Rio Jequitinhonha. (Fotos L. Geise)





**Figura 7.** Frequência dos estados do caráter 21 - Padrão da circulação da carótida e forâmens relacionados - entre indivíduos de *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina e do Vale do Rio Jequitinhonha.



**Figura 8.** Cariótipos de *Cerradomys vivoi* encontrados nos indivíduos da Chapada Diamantina e Vale do Rio Jequitinhonha. A) Cariótipo reconhecido para a espécie ( $2n=50$ ,  $NA=64$ ) (LG 403). B) Cariótipo com variação no número de braços autossômicos ( $2n=50$ ,  $NA=66$ ). C) Espécime com variação no número diplóide, um cromossomo perdido do par 10 e um par a mais de pequenos cromossomos autossômicos ( $2n=51$ ,  $NA=65$ ).

As variações morfológicas e cromossômicas encontradas entre indivíduos de *Cerradomys vivoi* da Chapada Diamantina e do Vale do Rio Jequitinhonha (uma localidade, Joáima), abrangendo assim grande parte da distribuição conhecida fornece indícios de uma história evolutiva e biogeográfica recente, cujas populações podem estar ainda em processo de adaptação e ocupação aos diferentes tipos de vegetação em que foi encontrado. Este táxon parece ter sua distribuição limitada ao sul pelo rio Jequitinhonha e a oeste pelo rio São Francisco (Bonvicino & Moreira, 2001, Percequillo *et al.*, 2008).

Estudos futuros, incluindo amostras maiores poderão definir de modo mais preciso a variação observada. Análises moleculares poderão corroborar o que foi observado nos níveis morfológico e cariotípico.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos diretores do Parque Nacional da Chapada Diamantina, pelo apoio, a M. de Vivo (BIOTA/FAPESP) pelo suporte financeiro para a primeira campanha de campo. Este estudo também foi financiado pelo PRONEX/CNPq (L. Geise e H. Seuánez) e CNPq (Processo nº 473447/2003-7). L.G. Pereira recebeu durante o seu doutoramento, bolsa de doutorado da CAPES e L. Geise recebe do CNPq e UERJ (Prociência). As coletas foram todas realizadas com licenças do IBAMA e do ICMBio em nome de L. Geise.

## REFERÊNCIAS

- Bonvicino, C. R. & Moreira, M. A. M. 2001. Molecular phylogeny of the genus *Oryzomys* (Rodentia: Sigmodontinae) based on cytochrome *b* DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 18(2): 282 - 292.
- Cerqueira, R.; Vieira, M. V. & Salles, L. O. 1989. Habitat and reproduction of *Rhipidomys cearanus* at São Benedito, Ceará (Rodentia, Cricetidae). *Ciência e Cultura*, 41(10): 1009 -1013.
- Eiten, G., 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2): 201-341.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. (M.N. Pinto, org.). Pp. 17-73. Editora da Universidade de Brasília, UnB/SEMATEC, Brasília, DF.
- Ford, C. E. & Hamerton, J. L, 1956. A colchicine hypotonic citrate squash sequence for mammalian chromosome. *Stain Technical*, 31: 247-251.
- Gould, S. J. & Jonhdtton, R. F. 1972. Geographic variation. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 457 - 498.
- Lôbo-Hajdu, G. 2006. Dados morfológicos versus dados moleculares em sistemática: controvérsia ou congruência?, p. 197-218. In: V. Gallo; P. M. Brito; H. M. A. Silva & F. J. Figueiredo (Eds.). *Paleontologia de vertebrados: grandes temas e contribuições científicas*, Editora Interciência, Rio de Janeiro, XXIV, 330p.
- Lowenstein, J.M. 1985. Radioimmunoessay of extinct and extant species. In: Tobias, P.V. (Ed.) *Hominid Evolution. Past, Present and Future*. New York: Liss, pp. 401-410.
- Musser, G. G.; Carleton, M. D.; Brothers, E. M. & Gardner, A. L. 1998. Systematic studies of Oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys* "capito". *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 236: 1 - 376.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A., 2002, Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: *The Cerrados of Brazil*. (Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. eds.). Pp: 91- 120. Columbia University Press, New York.
- Pardiñas, U. F. J., D'Elía, G. & Ortiz, P. E. 2002. Sigmodontinos fósiles (Rodentia, Muroidea, Sigmodontinae) de América de Sur: Estado actual de su conocimiento y prospectiva. *Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal.*; 9(2):209-252.
- Percequillo, A. R. 1998. *Sistemática de Oryzomys (Baird, 1858) do leste do Brasil (Muroidea, Sigmodontinae)*. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo (USP). 552p.
- Percequillo, S. R., Hingst-Zaher, E. & Bonvicino, C. R. 2008. Systematic Review of Genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with Description of Two New Species from Eastern Brazil. *The American Museum of Natural History*, 3622, 46 pp.
- Pereira, L. G., Geise, L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). *Brazilian Journal of Biology*, 67: 509 - 518.
- Souza, A. L. G. 2005. *Diversidade de espécies, variação cariotípica e distribuição dos roedores da Chapada Diamantina, Bahia*. Museu Nacional, UFRJ. Dissertação de Mestrado, 150p.
- Teta, P., Loponte, D. & Acosta, A. 2004. Sigmodontinos (Mammalia, Rodentia) Del Holoceno tardio Del nordeste de La Provincia de Buenos Aires (Argentina). *Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal.*; 11(1):69-80
- Thorpe, R.S. 1976 Biometric analysis of geographic variation and racial affinities. *Biol. Rev.* 51: 407-452.
- Weksler, M., A.R. Percequillo, and R.S. Voss. 2006. Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum Novitates* 3537: 1–29.
- Weksler, M., 1996, Revisão sistemática do grupo de espécies nitidus do gênero *Oryzomys* (Rodentia: Sigmodontinae). Museu Nacional, UFRJ. Dissertação de Mestrado, 210p.

## ANEXO 1

Lista de indivíduos de *Cerradomys vivoi* utilizados nas análises morfológicas por localidade de coleta. Os prefixos dos números de registros correspondem aos números de coleta: LG = L. Geise; CD = Laboratório de Mastozoologia – UERJ. **Estado, município**, localidade. Após as coordenadas, o número do indivíduo ordenados por sexo (♂ = macho, ♀ = fêmea) e classe etária.

**Bahia, Lençóis, 1)** Remanso, 12°36'S 41°21'W, cerrado *sensu strictu*, [♂ - CD68 (3), CD71 (3), CD73 (6), CD76 (3), CD120 (6), CD181 (6)]; [♀ - CD2 (4), CD3 (5), CD4 (3), CD23 (3), CD112 (4), CD165 (3)]; **2)** Morro da TeleBahia, 12°32'S 41°24'W, cerrado *sensu strictu* [♂ - CD138 (5), CD140 (4), CD142 (6), CD149 (3), CD151 (5), CD169 (3), CD170 (4), CD197 (3), CD199 (5), CD217 (6), CD240 (4), CD241 (4)]; [♀ - CD132 (4), CD144 (4), CD150 (3), CD168 (5), CD171 (3), CD173 (3), CD186 (5), CD195 (5), CD243 (4)]; **Itaetê, 3)** Rio Saminas, Rumo, 13°09'S 41°10'W, campo rupestre, [♂ - LG211 (4), LG213 (4)]; [♀ - LG225 (4)]; **Mucugê, 4)** Rio Cumbuca, Parque Nacional da Chapada Diamantina, 13°02'S 41°20'W, campo rupestre, [♂ - LG335 (5), LG338 (5), LG348 (4), LG351 (3), LG359 (3), LG365 (6), LG366 (3), LG368 (3), LG369 (4), LG372 (6), LG373 (5), LG380 (3)]; [♀ - LG318 (4), LG339 (5), LG340 (5), LG346 (4), LG350 (4), LG354 (3), LG355 (5), LG376 (5), LG381 (6), LG382 (6), LG383 (5)]; **5)** Mata do Zé Leandro, Projeto Sempre Viva, 13°00'S 41°20'W, floresta estacional decidual [♂ - LG404 (4)]; **6)** Estação de tratamento de água de Mucugê, 12°59'S 41°23'W, floresta estacional decidual, [♀ - LG403 (3)]; **Minas Gerais, Itinga, 7)** Fazenda Galiléia, 16°34'S 41°47'W, caatinga [♂ - LG416 (4), LG420 (4), LG451 (5)]; [♀ - LG421 (5), LG425 (5), LG427 (3), LG434 (5)].

## ANEXO 2

### Chave de caracteres morfológicos (em negrito) e seus respectivos estados.

#### 1. Padrão da pelagem dorsal:

- 0- Pelagem homogênea, com menor proporção de pêlos setiformes em relação aos aristiformes.
- 1- Pelagem heterogênea, com maior proporção de pêlos setiformes em relação aos aristiformes.

#### 2. Membrana interdigital nas patas posteriores:

- 0- Ausente.
- 1- Presente.

#### 3. Tubérculos ventrais nas patas posteriores:

- 0- Cinco ou seis tubérculos presentes, separados, nunca em contato entre si.
- 1- Seis tubérculos presentes, desenvolvidos, carnosos, às vezes em contato entre si.

#### 4. Proporção de comprimento dos dedos das patas anteriores:

- 0- Os quatro dedos de comprimento equivalente.
- 1- Os quatro de comprimentos desiguais (os dois medianos mais longos).

#### 5. Coloração da cauda:

- 0- Cauda bicolor, com parte ventral clara e parte dorsal escura.
- 1- Cauda com uma única cor, escura.

O padrão de coloração geral da cauda é determinado pela presença de pêlos claros na parte ventral. Caudas com uma única cor não possuem estes pêlos.

#### 6. Condição da pilosidade na extremidade da cauda (presença ou não de tufo):

- 0- Ausente.
- 1- Presente.

#### 7. Cobertura de pêlos na base da cauda:

- 0- Com pêlos.
- 1- Sem pêlos.

#### 8. Condição da vesícula biliar:

- 0- Presente.
- 1- Ausente.

#### 9. Condição das cristas e forma da região supra-orbital:

- 0- Margens côncavas, região mais estreita na porção mediana com a borda dorso-lateral arredondada.
- 1- Margens côncavas, região mais estreita na porção mediana com a borda dorso-lateral aguda.
- 2- Margens divergentes, região mais estreita na porção anterior e divergente posteriormente com dobra dorso-lateral pouco desenvolvida (sem crista).
- 3- Margens divergentes, região mais estreita na porção anterior e divergente posteriormente com dobra dorso-lateral muito desenvolvida, originando a crista supra orbital.

#### 10. Forma da caixa craniana:

- 0- Aspecto mais triangular, mais alongado (quando a crista supra-orbital continua com a crista temporal).
- 1- Aspecto mais arredondado (quando a crista temporal é tênue, com uma suave dobra na borda dorso-lateral).

#### 11. Desenvolvimento do jugal:

0- Jugal presente; processos maxilar e esquamosal do zigoma nunca em contato.

1- Jugal ausente ou muito reduzido; processos maxilar e esquamosal frequentemente em contato.

**12. Perfil da borda anterior da placa zigomática:**

0 - reta.

1- arredondada.

2- arredondada e inclinada para trás.

3- com presença de espinho zigomático (seta).

**13. Desenvolvimento da placa e incisão zigomática:**

0- Placa estreita, incisão indistinta.

1- Placa longa, incisão profunda.

**14. Tamanho do forâmen incisivo:**

0- Longo, estendendo-se de maneira conspícua após a borda anterior do primeiro molar.

1- Médio, terminando exatamente na borda anterior do primeiro molar.

2- Curto, não chegando à borda anterior do primeiro molar.

**15. Forma do forâmen incisivo:**

0- Forma levemente arredondada, em forma de gota, sendo mais larga em sua porção mais posterior. Margens laterais externas conexas e as extremidades anteriores e posteriores arredondadas. Em alguns indivíduos a porção mediana pode ser a mais larga.

1- Margens laterais externas menos convexas (em alguns trabalhos ditas como paralelas) e margens anteriores e principalmente posteriores mais aguda. Sempre mais largo na porção mediana.

**16. Forma do septo do interior do forâmen incisivo:**

0- Com a parte anterior mais fina que a superior.

1- Todo largo, sem diferenciação de largura nas partes posterior e anterior.

**17. Comprimento do palato:**

0- Palato curto, não estendendo-se após a margem posterior do terceiro molar.

1- Palato médio, terminando na margem posterior do terceiro molar.

2- Palato longo, estendendo-se muito após o terceiro molar.

**18. Condição das cavidades palatais posteriores:**

0- Uma ou duas perfurações pequenas e rasas, situadas na superfície do palatino. (Palato posterior simples).

1- Perfurações maiores dentro de depressão palatinas rasas.

2- Múltiplos forâmens escavados em fossas profundas, formando um canal que se abre na base da região orbital, póstero-lateralmente à fissura esfenoidal (Palato complexo).

**19. Condição do processo palatino, crescimento irregular do osso na superfície média da ponte palatal perto da margem posterior:**

0- Ausente.

1- Uma pequena protuberância.

2- Protuberância mais desenvolvida.

3- Protuberância mais desenvolvida com os ossos chegando perto da margem interna dos terceiros molares superiores.

**20. Grau de ossificação do esfenopalatino:**

0- Ossificação acentuada, esfenopalatino totalmente ossificado.

1- Ossificação média, presença de abertura estreita entre a sutura do basisfenóide e presfenóide.

2- Ossificação reduzida, presença de abertura grande entre a sutura do basisfenóide e presfenóide.

**21. Padrão da circulação da carótida, e forâmens relacionados:**

0- Padrão primitivo (*sensu* Carleton, 1980), foramen estapedial e abertura posterior do canal carotidiano grandes, sulco esquamosal-alisfenóide e foramen alisfenóide presentes.

1- Padrão derivado 1, foramen estapedial e abertura posterior do canal carotidiano grandes, sulco esquamosal-alisfenóide e foramen alisfenóide ausentes.

2- Padrão derivado 2, foramen estapedial e abertura posterior do canal carotidiano pequenos, sulco esquamosal-alisfenóide e foramen alisfenóide ausentes.

**22. Condição da barra do alisfenóide:**

0- Ausente, forâmens bucinatório-mastigatório e acessório do ovale separados.

1- Presente, forâmens bucinatório-mastigatório e acessório do ovale confluentes.

**23. Condição do foramen pós-glenóide:**

0- Ausente ou reduzido.

1- Presente, grande.

**24. Condição da fenestra sub-esquamosal:**

0- Presente.

1- Ausente ou reduzida.

**25. Suspensão da bula auditiva:**

0- Processo suspensório posterior do esquamosal presente e conectado à cobertura timpânica (*tegmen tympani*).

1- Processo suspensório posterior do esquamosal ausente, cobertura timpânica não chegando ao esquamosal, ou contato

secundário, sem processo nítido do esquamosal.

**26. Condição da fissura no mastóide:**

0- Presente.

1- Ausente ou abertura mínima.

A presença de uma fenestra mínima foi considerada como ausente.

**27. Condição da projeção capsular do incisivo mandibular:**

0- Projeção ausente ou elevação indistinta.

1- Projeção presente, elevação conspícua na crista massetérica superior.

**28. Desenvolvimento do *procingulum* no primeiro molar superior (M1):**

0- *Flexus* anteromediano presente, *conula* labial e lingual do *procingulum* distintos, separados.

1- *Flexus* ausente, *procingulum* formando arco único.

**29. Condição da ilha de esmalte (*parafosettus*) na base do *paraflexus* no segundo molar superior (M2):**

0- Ausente.

1- Presente.

**30. Condição do *hipoflexus* no terceiro molar superior (M3):**

0- Presente, pouco reduzido em relação ao M2.

1- Altamente reduzido ou ausente.

Molares muito desgastados = *hipoflexus* sempre ausente. Caráter modificado por Steppan (1995).

**31. Condição do *cingulum* labial no terceiro molar inferior (m3):**

0- Ausente.

1- Presente.

Caráter com certo grau de variabilidade ontogenética, sendo utilizados indivíduos com m3 não totalmente desgastado.

**CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE FILOGENÉTICA  
E FUNCIONAL DE MAMÍFEROS NO BRASIL**

*Rafael Dias Loyola  
Priscila Lemes  
Frederico Valtuille Faleiro  
Joaquim Trindade-Filho  
Rodrigo Assis de Carvalho  
Marcus Vinicius Cianciaruso*

Os mamíferos compõem um grupo extremamente diversificado, tanto do ponto de vista ecológico quanto evolutivo, desempenhando papéis fundamentais nos ecossistemas e provendo inúmeros benefícios para o bem-estar humano. Entretanto, assim como vários outros organismos, os mamíferos vêm sendo severamente impactados com alterações antrópicas nos ecossistemas naturais, o que tem causado erosão genética, declínios populacionais e extinções de espécies desde a escala local até a global (Schipper *et al.*, 2008).

Aproximadamente 25% dos mamíferos do planeta estão ameaçados de extinção (IUCN, 2011). Sob a perspectiva ecológica, a extinção regional de mamíferos pode causar alterações significativas na composição e estrutura de comunidades animais e vegetais (ver Dirzo & Miranda, 1991); sob a óptica da conservação da biodiversidade, o grupo exhibe ícones da conservação como o mico-leão-dourado e o urso panda, além de inúmeras outras espécies-bandeira, espécies-guarda-chuva e espécies-chave (Gittleman *et al.*, 2001) - o que pode auxiliar estrategicamente em planos para a conservação. Contudo, mamíferos também figuram em conflitos entre humanos e a vida selvagem, especialmente quando atacam criações de gado ou outros rebanhos, como no caso de onças-pintadas (Zimmermann *et al.*, 2005).

O Brasil, particularmente, abriga a maior diversidade de mamíferos do planeta, com mais de 530 espécies descritas, além de muitas outras a serem descobertas e catalogadas (principalmente roedores, marsupiais e morcegos; Costa *et al.*, 2005). A porcentagem de espécies ameaçadas no país (ca. 12%) é metade da porcentagem global, embora haja alguma discordância entre as listas de espécies ameaçadas elaboradas em diferentes escalas (ver Costa *et al.*, 2005). Ainda assim, as causas de extinção são basicamente as mesmas: a perda e a fragmentação de hábitat, resultantes de atividades humanas. Estes processos resultam do desenvolvimento econômico do país refletido na expansão de áreas cultivadas e urbanas, aumento da densidade populacional, poluição atmosférica e aquática, aumento da malha rodoviária e aumento da pressão de caça sobre espécies de porte grande e médio (Costa *et al.*, 2005). Alterações climáticas e de uso de solo são outra fonte de ameaça externa, desafiando, inclusive, a eficiência das áreas protegidas no país (Diniz-Filho *et al.*, 2009a; Dobrovolski *et al.*, 2011).

Diante da famigerada crise da biodiversidade, inúmeros trabalhos têm chamado a atenção para a necessidade de abordagens integradoras e criativas para a conservação de mamíferos (ver Loyola *et al.*, 2011). Grandes avanços foram recentemente alcançados em campos lamentavelmente isolados da biologia, como a ecologia molecular, genética da conservação, ecologia da paisagem e o planejamento sistemático para a conservação. Contudo, a integração imprescindível de tais áreas, ainda não se forjou como um elemento eficaz para a conservação e o manejo de mamíferos ameaçados (Loyola *et al.*, 2011).

Mesmo diante desses avanços, a pedra angular da biologia da conservação, a saber, a conservação *in situ* (i.e. o estabelecimento de áreas protegidas para a conservação de populações em seu ambiente natural) é fundamentalmente embasada em dados relacionados a ocorrência e ameaça de espécies. Por ser intuitivamente tangível e relativamente fácil de ser mensurada, a riqueza de espécies tem sido a medida ecológica mais frequentemente utilizada em planos para a conservação da biodiversidade. Outros aspectos fundamentais da biodiversidade, como a diversidade genética, a diversidade filogenética (que considera as relações evolutivas entre as espécies) e a diversidade funcional (que considera a similaridade das espécies em relação a seus atributos funcionais) são normalmente ignorados (Safi *et al.*, 2011). Esses diferentes níveis de variabilidade, não obstante, relacionam-se e determinam toda a complexidade das interações biológicas que geram padrões de produtividade, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia nos ecossistemas (Díaz & Cabido, 2001). A integração destes aspectos no planejamento para a conservação é crucial e poderia nos trazer pistas sobre se são intercambiáveis ou se refletem processos distintos relacionados à biodiversidade, necessitando ser planejados de maneira independente (veja Carvalho *et al.*, 2010).

Neste capítulo pretendemos mostrar como é possível planejar a conservação de diferentes aspectos da biodiversidade de mamíferos, com especial atenção à diversidade filogenética e funcional e aos mamíferos que ocorrem no Brasil. Apresentamos uma análise completa, porém não exaustiva, dos padrões de diversidade e originalidade filogenética e funcional do mamíferos do Brasil e indicamos prioridades espaciais para a conservação destes aspectos, delineadas sob o arcabouço teórico-conceitual do planejamento sistemático para a conservação (Margules & Pressey 2000). Discutimos ainda o significado ecológico da diversidade filogenética e funcional para, finalmente, darmos ênfase à natureza matemática e formal dos exercícios de priorização espacial e à necessidade de formular problemas atuais de conservação sob o ponto de vista teórico de maneira que as ações de conservação sejam abrangentes, adequadas, representativas e eficientes do ponto de vista socioeconômico (Possingham *et al.*, 2000).

#### *O que são e como mensuramos as diversidades filogenética e funcional?*

A diversidade filogenética é uma medida da diversidade de uma comunidade que incorpora as relações filogenéticas das espécies (Magurran, 2004). A premissa principal dessa medida é que a diversidade é maior em uma comunidade em que as espécies de um mesmo grupo taxonômico são filogeneticamente mais distintas (Cianciaruso *et al.*, 2009).

As primeiras tentativas de incorporar a informação filogenética das comunidades em medidas de diversidade remontam à década de 40. Contudo, somente a partir dos anos 90 essa abordagem ganhou força, devido a sua importância nas análises de prioridades para a conservação (May, 1990). A extinção de uma espécie sem parentes próximos em uma comunidade tende a levar a uma perda maior de informação genética do que a extinção de uma espécie com parentes

próximos (May, 1990, Williams et al., 1991), justificando a implementação de ações de conservação em locais que contenham a maior diversidade filogenética possível (Vane-Wright et al., 1991; Williams et al., 1991; Faith, 1996; Carvalho et al., 2010; mas veja Polasky et al., 2001).

A melhor medida da relação filogenética de duas espécies é a idade do evento de especiação sofrido pelo mais recente ancestral comum (Harvey & Pagel, 1991). Essa informação é usualmente estimada por meio da diferença entre os pares de base de um gene neutro usado em filogenia molecular para duas espécies (Harvey & Pagel, 1991). Faith (1992) foi o primeiro a propor uma medida de diversidade filogenética baseada na idade de especiação, conhecida como índice PD (do inglês *phylogenetic diversity*). Essa medida é obtida pela soma dos comprimentos dos ramos da árvore filogenética das espécies de uma comunidade. Várias outras medidas de diversidade filogenética existem (Tabela 1; ver também Pavoine & Bonsall, 2010) e vêm sendo empregadas em trabalhos ecológicos e de conservação. Uma medida promissora para esse fim é a originalidade filogenética (ED, do inglês *evolutionary distinctiveness*), que mede o quanto uma espécie contribui para a diversidade filogenética total das espécies em questão (Isaac et al., 2007). Isso é obtido assinalando um valor para cada ramo da filogenia idêntico ao seu comprimento dividido pelo número de espécies associadas ao ramo. O valor de ED de uma espécie é simplesmente a soma desses valores para todos os ramos dos quais a espécie descende, até a raiz da filogenia (ver Isaac et al., 2007, para mais detalhes).

**Tabela 1.** Índices utilizados para medir diversidade filogenética e funcional de espécies em comunidades. Adaptado de Petchey & Gaston (2006) e Pavoine & Bonsall (2010).

| Medida  | Acrônimo e origem                                    | Base do cálculo           | Tipo de atributo    | Insensível à riqueza de espécies |
|---|--|---------------------------|---------------------|----------------------------------|
| Soma dos comprimentos dos ramos em uma árvore                                     | FD (Petchey & Gaston, 2002; 2006) e PD (Faith, 1992) | Classificação hierárquica | Atributos múltiplos | Não                              |
| Soma das distâncias entre espécies  | FAD (Walker et al., 1999)                            | Matriz de distância       | Atributos múltiplos | Não                              |
| Varição dos valores dos traços ponderados pela abundância relativa                | FDvar (Mason et al., 2003)                           | Valores de atributos      | Atributos únicos    | Sim                              |
| Distância média entre espécies ponderada pela abundância                          | QE (Pavoine et al., 2004; Botta-Dukát, 2005)         | Matriz de distância       | Atributos múltiplos | Sim                              |
| Soma das distâncias entre espécies dividido pela riqueza                          | MFAD (Schmera et al., 2009)                          | Matriz de distância       | Atributos múltiplos | Sim                              |
| Soma do comprimento dos ramos da árvore dividido pelas espécies que o compartilha | ED (Isaac et al., 2007)                              | Classificação hierárquica | Tempo evolutivo     | Não                              |

Assim como no caso da diversidade filogenética, o interesse pela diversidade funcional tem crescido muito nos últimos anos, em diversos campos da Ecologia, sugerindo que o conceito ganha cada vez mais importância. A diversidade funcional é definida como ‘o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades’ (Tilman, 2001). A diversidade funcional estima as diferenças entre os organismos a partir de características funcionais relacionadas com as hipóteses em estudo. Além disso, esse aspecto da diversidade relaciona-se diretamente ao funcionamento e à manutenção dos processos das comunidades (Petchey & Gaston, 2006). Sendo assim, medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de atributos funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (Cianciaruso et al., 2009).

A medida de diversidade funcional mais comum, e também a mais antiga, é dada pelo número de grupos funcionais (ou tipos funcionais) presentes em uma comunidade (e.g. Tilman et al., 1997; Díaz & Cabido, 2001), ou seja, a riqueza de grupos funcionais (FGR, do inglês *functional group richness*). Entretanto, para o cálculo dessa medida, é preciso algum tipo de divisão arbitrária da comunidade em grupos funcionais discretos (ver Pillar, 2004). Atualmente, boa parte das medidas de diversidade funcional é baseada em classificações funcionais (Cianciaruso et al., 2009). Quando construímos tais classificações, podemos estimar a diversidade funcional sem a necessidade de dividir os organismos em grupos arbitrários. Essencialmente, essa abordagem consiste em medir a dispersão de pontos (espécies) em um espaço  $n$ -dimensional de características funcionais de modo que as expectativas teóricas de como as medidas de diversidade devem se comportar sejam atendidas (Petchey & Gaston, 2006).

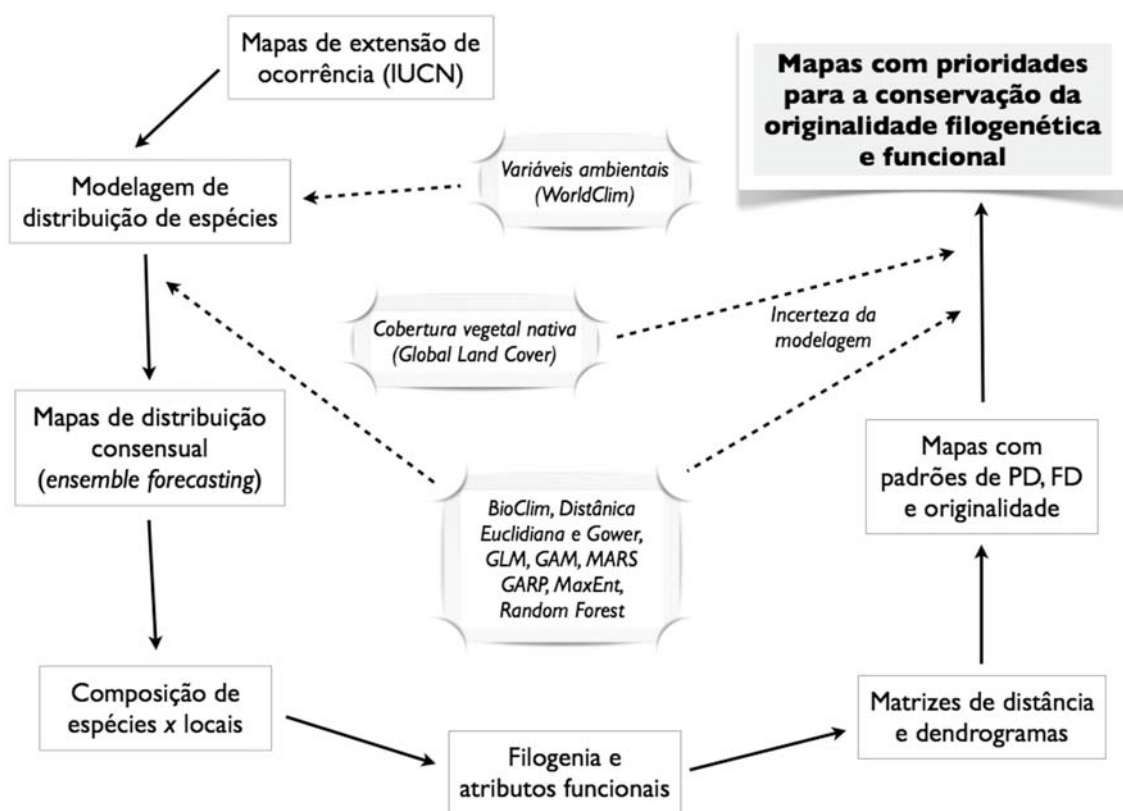
Existem várias medidas para estimar a diversidade funcional (Tabela 1; Petchey & Gaston, 2006; Pavoine & Bonsall, 2010). Uma das mais utilizadas, por sua analogia simples à medida PD (Faith, 1992) foi apresentada por Petchey & Gaston (2002, 2006) e é denominada FD (do inglês *functional diversity*). A FD também consiste na soma dos comprimentos dos ramos de um dendrograma funcional, ou seja, um dendrograma gerado a partir de uma matriz de “espécies x características funcionais”. Dentre estas, está a originalidade funcional (análoga a ED) que, assim como no caso da



diversidade filogenética, mede o quanto uma espécie contribui para a diversidade funcional total das espécies em questão (Isaac *et al.*, 2007). Assim como para dados filogenéticos, o valor de originalidade é obtido assinalando um valor para cada ramo do cladograma funcional idêntico ao seu comprimento dividido pelo número de espécies associadas ao ramo. O valor de originalidade de uma espécie é simplesmente a soma desses valores para todos os ramos aos quais a espécie se relaciona, até a raiz do cladograma funcional.

#### Um estudo de caso, com dimensões continentais

Para demonstrar como a diversidade filogenética e funcional podem ser incluídas no planejamento espacial para a conservação de mamíferos do Brasil, elaboramos um plano de conservação executado em quatro etapas: (1) criação de um sistema de informação geográfica com a informação da ocorrência das espécies de mamíferos no Brasil em uma grade quadrada, com resolução espacial de 0,25° de latitude-longitude, (2) geração dos dados de distribuição por meio da modelagem de distribuição de espécies, (3) cálculo da diversidade e originalidade filogenética e funcional para cada quadrícula da grade e, finalmente, (4) priorização de locais que maximizem a conservação destes aspectos no país, com indicação de sua congruência, vantagens e perspectivas. A seguir, cada uma destas etapas será descrita, com finalidade didática (ver Fig. 1).



**Figura 1.** Representação esquemática do protocolo de análise seguido para a proposição de mapas com locais prioritários para a conservação da originalidade filogenética e funcional de mamíferos no Brasil. A partir da mapas de extensão de ocorrência e variáveis climáticas foram modeladas as distribuições de 588 espécies de mamíferos, por meio de uma abordagem de consenso de previsões. A partir desses modelos foram calculadas a diversidade filogenética (PD) e funcional (FD), assim como a originalidade filogenética e funcional das espécies. A partir desses dados, foram criados mapas que indicam os melhores locais, no Brasil, para a implementação de ações de conservação que visem a máxima representação da originalidade filogenética e funcional. As escolha desses locais foi feita por meio da complementaridade da originalidade e ponderada pela incerteza associada aos modelos de distribuição de espécies, assim como pela existência de remanescentes de vegetação nativa nos locais indicados. Ver texto para mais detalhes.

#### Dados originais e a modelagem de distribuição de espécies

Compilamos mapas de extensão de ocorrência dos mamíferos terrestres da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN; [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)) e sobreposamos às distribuições das espécies em uma grade de 0.25° x 0.25° de latitude e longitude para obtenção da matriz de presenças e ausências. Essa sobreposição resultou em 591 espécies de mamíferos, das quais duas foram excluídas por não conseguirmos dados sobre seus atributos funcionais (ver abaixo). Esse número excede aquele apresentado para mamíferos do Brasil (Costa *et al.*, 2005) por este estar defasado e por divergências na taxonomia considerada no Brasil e pela IUCN. Além disso, os mapas de extensão de ocorrência geralmente tendem a superestimar a área de distribuição geográfica das espécies

(Lemes *et al.*, 2011) e, possivelmente, contem erros (em alguns casos grosseiros) sobre a distribuição das espécies. Ainda assim, esses erros de sobreprevisão não devem alterar muito os padrões aqui apresentados, devido ao alto número de espécies estudadas e a extensão geográfica do ensaio. Em escala local e regional, esses problemas podem ser agravados e, de qualquer forma, nossos resultados aqui devem ser vistos com precaução dada a origem dos dados utilizados.

Escolhemos quatro variáveis climáticas sabidamente capazes de explicar a variação na presença das espécies no espaço para gerar os modelos de distribuição de espécies. As seguintes variáveis foram obtidas da base de dados do WorldClim (<http://www.worldclim.org/current>): média da temperatura anual, sazonalidade da temperatura anual, precipitação anual e sazonalidade da precipitação anual. Os valores destas variáveis são gerados por meio da interpolação de dados climáticos obtidos entre os anos de 1950 e 2000 (Hijmans *et al.*, 2005). Convertemos a resolução espacial dos dados originais disponíveis na base de dados (0,0417°) para a resolução da nossa grade (0,25°), interpolando a média dos valores presentes dentro de cada quadrícula ao longo do país.

Utilizamos os dados de presença e ausência e as variáveis climáticas para modelar a distribuição das espécies, sendo o uso de dados de presença e ausência obtidos por meio de mapas de extensão de ocorrência uma abordagem ainda pouco usual na literatura (ver, contudo, Diniz-Filho *et al.*, 2009b e Lawler *et al.*, 2009). Para regiões com pouca informação sobre a presença e ausência de um grande conjunto de espécies como é o caso do Brasil, essa pode ser uma abordagem inicial para identificação de prioridades gerais que poderão ser refinadas à medida que informações mais precisas forem obtidas (Lemes *et al.*, 2011), sendo essa abordagem hierárquica uma das propostas da biogeografia da conservação (Whittaker *et al.*, 2005).

A literatura atual discute amplamente a precisão e acurácia dos modelos de distribuição de espécies, assim como a melhor maneira de validá-los biológica ou estatisticamente (ver Cayuela *et al.*, 2009, para uma discussão recente). Não há, todavia, consenso sobre o melhor método para a construção da função matemática que associa a presença/ausência das espécies com as variáveis ambientais disponíveis. Uma abordagem alternativa e conservadora é a de combinar projeções geradas a partir de diferentes métodos de modelagem, com o intuito de encontrar regiões consensuais para as quais todos os métodos projetam presenças ou ausências. Esta abordagem é denominada sobreposição de previsões (*ensemble of forecasts*) e foi originalmente proposta por Araújo & New (2007), sendo, portanto, utilizada neste capítulo.

Utilizamos nove métodos de modelagem de distribuição de espécies que variam tanto conceitualmente quanto em suas formulações estatísticas (Franklin, 2009). Agrupamos os modelos em três conjuntos distintos, sendo os métodos de envelope representados por BioClim (Busby, 1991) e distâncias Euclidiana e de Gower (Carpenter *et al.*, 1993). Um segundo conjunto foi formado pelos modelos baseados em métodos inerentemente estatísticos como os modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models-GLM*; Guisan *et al.*, 2002), modelos aditivos generalizados (*Generalized Additive Models-GAM*; Hastie & Tibshirani, 1986) e curvas de regressões multivariadas adaptativas (*Multivariate Adaptive Regression Splines-MARS*; Friedman, 1991). Por fim, o último conjunto foi formado por modelos gerados por métodos de inteligência artificial, a saber: o algoritmo de máxima entropia (*Maximum Entropy-MaxEnt*; Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008), '*Random Forest*' (Breiman, 2001) e algoritmo genético para produção de conjunto de regras (*Genetic Algorithm for Rule Set Production-GARP*; Stockwell & Noble, 1992). Para uma revisão e mais detalhes sobre esses métodos, veja Franklin (2009).

Geramos modelos de distribuição para cada espécie, separando os dados aleatoriamente em dois conjuntos, sendo 75% dos dados para treino (ou calibração) e 25% para teste (ou avaliação) das predições dos modelos. Para métodos que utilizam apenas presenças, separamos os dados apenas entre os locais com presenças, ao passo que para métodos que utilizam presenças e ausências, utilizamos ambos os dados, mantendo assim a prevalência observada de cada espécie durante a geração dos modelos. Convertemos ainda as previsões contínuas em presenças e ausências por meio da curva *ROC*, para, em seguida, calcularmos o ajuste dos modelos por meio da estatística de distribuição verdadeira (*True Skill Statistic, TSS*), que varia de -1 a +1. Valores iguais a 1 (um) indicam perfeita previsão e valores menores ou iguais a zero indicam que as previsões não são melhores que aquelas esperadas ao acaso (Allouche *et al.*, 2006).

Cada um dos 17.640 modelos de distribuição gerados (3 métodos de modelagem x 10 aleatorizações com divisão entre treino e teste x 1 modelo climático x 588 espécies) foram combinados para gerar projeções consensuais (*ensemble of forecasts*) a fim de aumentar a robustez das predições (Araújo & New, 2007; Marmion *et al.*, 2009). Desta forma obtivemos uma frequência de projeções para cada quadrícula de nossa grade no Brasil e estabelecemos que uma dada espécie seria considerada presente na quadrícula se, e somente se, 50% ou mais das previsões dos modelos fossem concordantes. Os resultados foram separados de acordo com cada conjunto de métodos de modelagem (envelope, estatísticos e inteligência artificial), sendo cada modelo consensual uma sobreposição com valor ponderado de 5.880 modelos individuais.

#### *Cálculo da diversidade filogenética e funcional*

Utilizamos matrizes de presença e ausência das espécies obtidas a partir de cada conjunto de modelos de distribuição para calcular a diversidade e originalidade filogenética e funcional das espécies de mamíferos do Brasil, a partir do método proposto por Isaac *et al.* (2007). A originalidade filogenética mede o quanto uma espécie contribui para a

diversidade filogenética total das espécies em questão (Isaac *et al.*, 2007). Analogamente, a originalidade funcional mede o quanto uma espécie é única em seus atributos biológicos quando comparada ao conjunto total de espécies (ver a Tabela 1 para uma noção mais completa sobre as medidas de diversidade filogenética e funcional e sua equivalência).

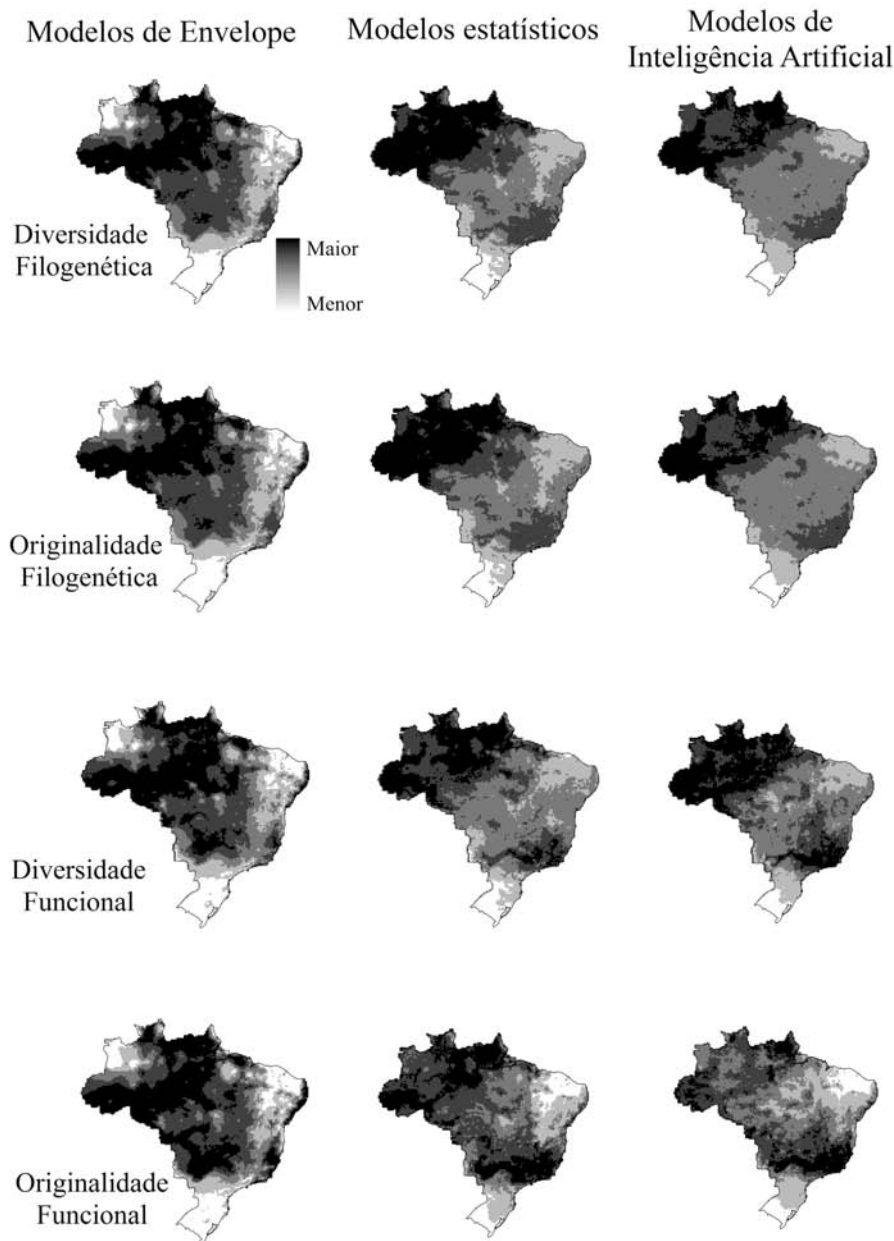
Para calcular a originalidade filogenética das espécies, extraímos da filogenia de mamíferos proposta por Fritz *et al.* (2009) uma árvore filogenética para todos os mamíferos do Brasil. As espécies do nosso conjunto que não estavam presentes na filogenia foram acrescentadas e o comprimento do ramo destas espécies foi calculado utilizando-se a média do tamanho do ramo para o gênero da espécie em questão. A partir da nossa filogenia, extraímos uma sub-árvore para cada comunidade (aqui grosseiramente pressuposta como as espécies que co-ocorrem em uma dada quadrícula em nossa grade) com base composição de espécies presentes. Como utilizamos estas sub-árvores para calcular a originalidade filogenética das espécies em cada comunidade, uma mesma espécie pode apresentar valores diferentes de originalidade para locais distintos.

Para calcular a originalidade funcional, procedemos de maneira similar, substituindo a árvore filogenética por um dendrograma funcional, criado a partir de uma matriz de atributos funcionais dos mamíferos brasileiros (ver Carvalho *et al.*, 2010, para mais detalhes). Os atributos funcionais foram extraídos da base de dados PanTHERIA (Jones *et al.*, 2009), revisados e atualizados por Safi *et al.* (2011) e Carvalho *et al.* (2010). Quando o dado sobre o atributo funcional para uma dada espécie não foi encontrado, extrapolamos esse valor com base na média do valor do atributo dentro do gênero ao qual a espécie pertencia. Para cada comunidade, utilizamos a composição de espécies para construir um sub-dendrograma, a partir do dendrograma contendo todas as espécies, e calculamos a originalidade funcional das mesmas. Assim como para a originalidade filogenética, a mesma espécie pode apresentar valores diferentes de originalidade funcional para locais distintos.

Finalmente, utilizamos a composição de espécies presentes em cada quadrícula da grade para calcular os valores de diversidade filogenética e funcional de cada comunidade e, com estes valores, construir os mapas representando os padrões de diversidade filogenética e funcional de mamíferos no Brasil (Fig. 2). O cálculo da diversidade filogenética foi realizado por meio do índice PD, proposto por Faith (1992). PD é obtido somando os comprimentos dos ramos da árvore filogenética das espécies que compõe a comunidade, portanto, uma função do número de espécies e das diferenças filogenéticas entre as espécies (Faith, 1992). O cálculo da diversidade funcional (FD) foi realizado com base no protocolo criado por Petchey & Gaston (2006): (1) construção de uma matriz de atributos funcionais; (2) conversão da matriz de atributos em uma matriz de distância; (3) construção do dendrograma a partir da matriz de distância; (4) cálculo da diversidade funcional a partir da soma dos comprimentos dos ramos das espécies que compõem a comunidade. Utilizamos a distância de Gower para calcular a matriz de distância e o UPGMA para criar o dendrograma funcional.

Independente dos métodos utilizados para gerar os modelos de distribuição de espécies, o padrão espacial de distribuição da diversidade e originalidade filogenética e funcional é bastante consistente. Há mais diversidade na Amazônia e Mata Atlântica (especialmente no litoral), seguido pelo Cerrado; e menos diversidade nos sul do Brasil, Pantanal e Caatinga (Fig. 3). A diversidade funcional, em particular, pode também se relacionar à estrutura do hábitat. Hábitats complexos contêm mais espécies do que aqueles mais simples (Bell *et al.*, 1991), padrão esse gerado por mecanismos de diversificação e construção de nichos (Schoener, 1974). Entretanto, cabe ressaltar que as medidas de diversidade que utilizamos são fortemente influenciadas pela riqueza de espécies (Tabela 1). Caso a riqueza de espécies fosse controlada, o padrão seria bastante diferente, com o sul do Brasil e a Mata Atlântica, exibindo altos valores de diversidade, e a Amazônia apresentando os menores valores (dados não mostrados aqui por limitação de espaço). Isso está de acordo com o que discutimos recentemente em Safi *et al.* (2011), onde encontramos alta similaridade fenotípica de comunidades de mamíferos em regiões tropicais do planeta, que são mais redundantes quanto aos seus atributos ecológicos nos trópicos do que em regiões temperadas. Além disso, a alta riqueza de espécies nessas áreas (Amazônia e Mata Atlântica, em especial, mas também o Cerrado) cria a uma alta redundância no banco regional de espécies de mamíferos (ver De Mazancout *et al.*, 2008). Portanto, mesmo que esses valores sejam altos, tanto para a diversidade quanto para a originalidade das comunidades, essa diversidade não é maior que o esperado por uma relação monotônica com a riqueza de espécies ou a filogenia (Safi *et al.*, 2011).

Padrões de diversidade filogenética e funcional podem ser utilizados para entendermos como as comunidades locais de mamíferos são estruturadas, segundo o banco regional de espécies (Petchey *et al.*, 2007). No caso da diversidade funcional, essa estruturação é usualmente interpretada como resultado da ação de (1) filtros ambientais em locais onde as espécies coexistentes tendem a ser mais similares que o esperado ao acaso, pois as condições ambientais atuam como um filtro, selecionando e possibilitando a persistência de um espectro relativamente pequeno de atributos funcionais das espécies (Keddy, 1992); e (2) similaridade limitante - mecanismo que previne as espécies de serem funcionalmente muito similares, levando a maior coexistência de espécies ecologicamente diferentes entre si (MacArthur & Levins, 1967). Ainda, a teoria neutra unificada da biodiversidade e biogeografia (Hubbell, 2001) pressupõe que as espécies coexistem em comunidades de forma independente de suas características ecológicas. Nesse caso, a composição de espécies resultaria da dispersão, reprodução e morte dos indivíduos. Assim, valores de diversidade filogenética e funcional iguais ao esperado ao acaso apoiariam as premissas da teoria neutra, pois o nicho ecológico das espécies não seria determinante para a definição da composição de espécies das comunidades analisadas.



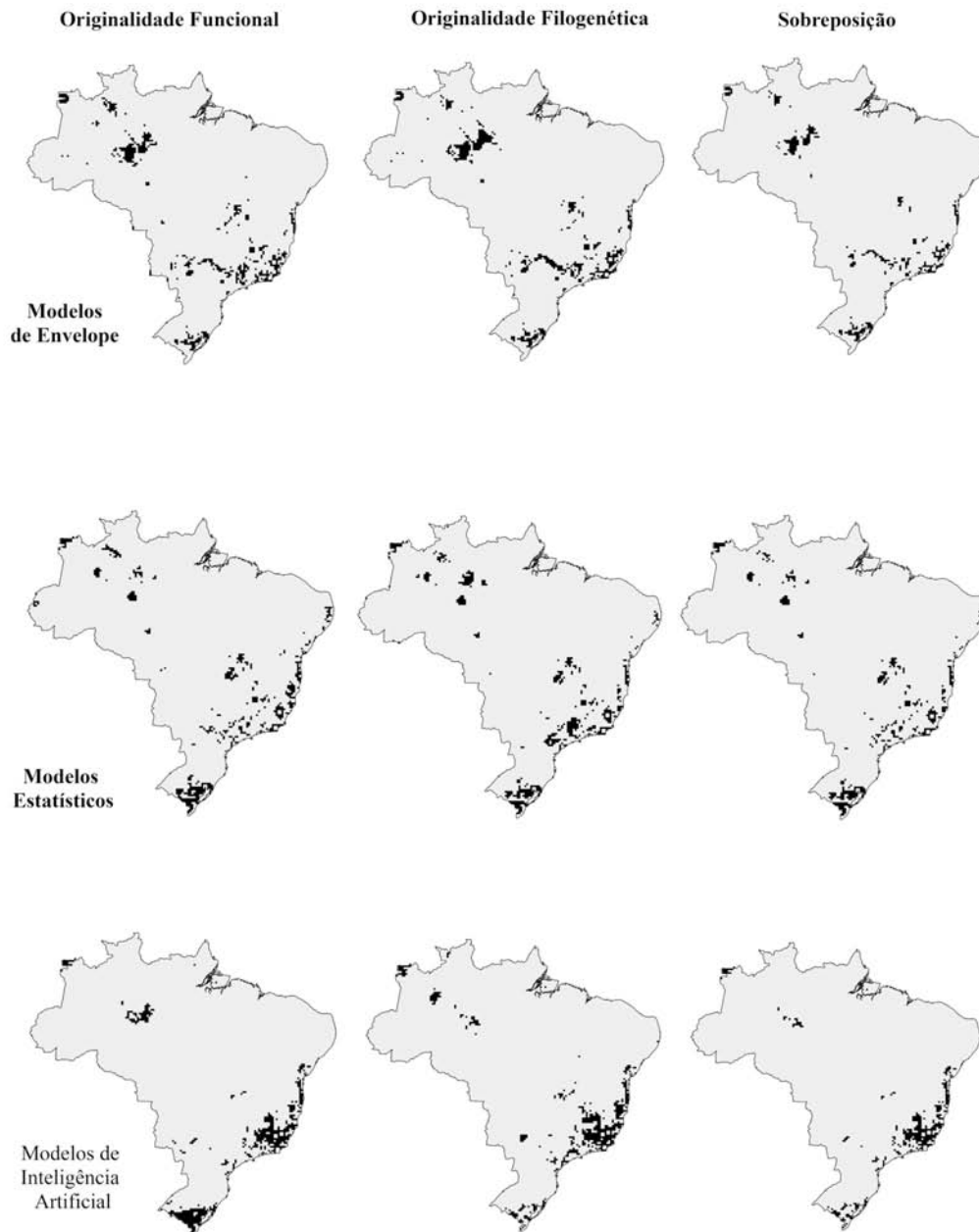
**Figura 2.** Padrões de diversidade e originalidade filogenética e funcional das espécies de mamíferos do Brasil, obtidos por meio de consensos de previsões aqui divididos em três classes de modelos de distribuição de espécies: modelos de envelope, modelos estatísticos e modelos de inteligência artificial.

Como se vê, embora fora dos objetivos desse capítulo em particular, o estudo e mapeamento dos padrões de diversidade e originalidade filogenética e funcional abre portas para inúmeras questões e hipóteses cujas previsões precisam ser urgentemente analisadas para mamíferos do Brasil e cujas contribuições podem oferecer novas pistas sobre padrões ecológicos em comunidades interativas de mamíferos. Passemos agora à determinação de prioridades para a conservação desses aspectos da biodiversidade.

#### *Prioridades espaciais para a conservação da diversidade filogenética e funcional*

A priorização espacial para a conservação da biodiversidade ao longo do espaço geográfico requer a identificação de áreas que suportam alta valor de conservação e conectividade para muitas espécies simultaneamente (Moilanen, 2007), uma vez que a distribuição geográfica de diferentes espécies provavelmente está sobreposta apenas parcialmente (Moilanen *et al.*, 2005).

Tipicamente, a solução para esse problema (i.e. determinar onde estão localizados os locais que compõem a melhor opção possível para a implementação de uma área) pode - e precisa - ser compreendida como um problema geral de otimização. Na ciência do planejamento sistemático para a conservação, três problemas fundamentais costumam ser otimizados: o problema da cobertura mínima (*minimum set coverage problem*), o problema da representação máxima (*maximal coverage problem*), e um caso mais geral deste último, denominado problema da maximização da utilidade



**Figura 3.** Os melhores 5% de todo território nacional para a implementação de ações de conservação que visem a máxima representação da originalidade filogenética e funcional, obtidos a partir de consensos de previsões aqui divididos em três classes de modelos de distribuição de espécies: modelos de envelope, modelos estatísticos e modelos de inteligência artificial. Note que os mapas à direita representa locais onde ambos aspectos da diversidade são maximizados ao mesmo tempo. A seleção das áreas foi ponderada pela incerteza associada à modelagem de distribuição de espécies e pela existência de remanescentes de vegetação nativa nos locais. Os mapas mostram apenas os locais necessários para complementar a rede de UCs atualmente estabelecida no Brasil, atingindo assim um alvo de 17% de proteção do território nacional, segundo estabelecido pela Convenção sobre Diversidade Biológica.

(*utility maximization problem*) (ver Moilanen *et al.*, 2009). Cada um desses problemas é formalmente representado por uma função objetiva, que corresponde a uma equação que traduz matematicamente o objetivo do planejamento, levando em consideração a complementaridade entre locais. No exemplo aqui apresentado, nosso objetivo é o de indicar como prioritário o conjunto de locais que retém o maior valor de conservação (maximizar a diversidade filogenética e funcional) ao longo de todo o Brasil (Fig. 3). Nossa função objetiva é definida como:

$$\text{Maximizar } F(X) = \sum_j V_j(R_j(X)), \text{ dado que } \sum_j c_j(x) \leq B \quad (1)$$

onde  $V_j$  é o valor de conservação do local  $j$  e  $R_j(X)$  é o nível de representação de cada atributo no conjunto de locais ( $X$ ), selecionados como prioritários. Dessa forma,  $X = \{x_i\}$ ,  $x_i \in \{0, 1\}$  é um vetor de seleção com elementos  $x_i$  que indicam se o local  $i$  foi incluído (1) ou não (0) como prioritário. Além disso, o custo somado dos locais selecionados  $c_j(x)$  não pode exceder um valor pré-determinado,  $B$ . O atributo  $j$  refere-se ao que se pretende maximizar, sendo usualmente

representado por espécies, mas podendo ser a probabilidade de ocorrência das espécies, diversidade filogenética e funcional, tipos de formação vegetal, etc.

Neste ensaio, ao contrário de trabalhar com metas desenvolvidas para cada espécie (e.g. representar 10% da distribuição geográfica de uma espécie) trabalhamos com medidas de diversidade (a diversidade filogenética e funcional) que não podem ser fracionadas como parte de um todo, pois o contexto ecológico no qual cada comunidade se insere (quadrícula de nossa grade) não representa o todo do Brasil. Assim, o resultados finais de nossa solução de conservação são dados por uma função matemática que converte a representação em um valor de conservação dado por:

$$V(S) = \sum_j V_j(S) = \sum_j w_j \int_j [R_j(S)] = \sum_j w_j \int_j \left[ \sum_{i \in S} o_{ij}(S) \right] \quad (2)$$

onde  $w_j$  é a importância/peso do atributo  $j$ ,  $R_j(S)$  é o nível de representação do atributo  $j$  no conjunto de locais  $S$  e  $\int_j$  é a função matemática que converte a representação em valor de conservação (ver Arponen *et al.*, 2005). A representação  $R_j(S)$  pode ser agregada pela soma de todos os níveis de ocorrência  $o_{ij}$  atingidos para o atributo  $j$  em locais individuais,  $i \in S$ , caso desejado.

Para resolver esse problema em particular, neste ensaio utilizamos um meta-algoritmo heurístico reverso denominado Zonation (Moilanen *et al.*, 2005) que funciona de acordo com os seguintes passos: (1) o algoritmo inicia com todo o espaço geográfico, estabelecendo a ordem (*ranking*)  $r = 0$ ; (2) em seguida, calcula a perda marginal advinda da remoção de cada um dos locais  $i$  remanescentes; (3) depois remove o local com o menor valor de perda marginal, estabelecendo, para este local, a ordem  $r = r + 1$ ; (4) e, finalmente, retorna ao passo 2 se houver algum local remanescente no espaço inicial. Em outras palavras, o algoritmo começa com todo o espaço geográfico e, iterativamente, prossegue minimizando a perda marginal do valor de conservação, representando a necessidade de conectividade e prioridades para os atributos da biodiversidade a serem conservados (espécies, tipos de solo, diversidade funcional, etc.).

Toda a lógica do algoritmo depende do passo 2, ou seja, da maneira como a perda marginal do valor de conservação total é calculada. A função de cálculo da perda marginal é o que transforma a representação do atributo  $j$  no locais ( $S$ ) em um valor geral de conservação. Há diferentes maneiras de se calcular essa perda marginal, todas elas fundamentadas na equação abaixo:

$$\delta_i = \frac{q_{ij} \cdot w_j}{Q_j(S) \cdot c_i} \quad (3)$$

onde  $q_{ij}$  é a proporção da distribuição do atributo  $j$  a ser conservado (e.g. presença da espécie, probabilidade de ocorrência, diversidade filogenética) no local  $i$ ,  $w_j$  é o importância/peso do atributo  $j$  e  $c_i$  é o custo do local  $i$ . O termo  $Q_j(S)$ ,  $\sum_{i \in S} q_{ij}$ , é a proporção de distribuição original do atributo  $j$ , localizada no conjunto de locais remanescentes  $S$ . Nesse trabalho, a perda marginal (redução do valor de conservação) de cada local  $j$  foi definida como uma função que soma os valores para cada espécie que ocorre na quadrícula. Portanto, calculamos a perda marginal utilizando a função de benefício aditivo abaixo:

$$\delta_i = \sum_j \Delta V_j = \sum_j [V_j(R_j(S)) - V_j(R_j(S - \{i\}))] \quad (4)$$

Assim, o algoritmo opera sobre uma medida de perda marginal do valor de conservação, o que é simplesmente a diferença ( $\Delta V_j$ ) entre o valor total do conjunto selecionado como prioritário ( $S$ ) e o valor quando o local  $i$  é removido da solução ( $S - \{i\}$ ). A iteração repetida da equação (3) e a remoção do local que gera a menor perda do valor de conservação, segundo a equação (4), produz uma ordem de prioridades (*ranking*), baseada em complementaridade, ao longo do espaço geográfico (Moilanen *et al.*, 2005). Essa ordem é usada para mapear os locais prioritários para a conservação (Fig. 3), sendo que o local removido em primeiro lugar ( $r = 1$ , lembrando que o algoritmo é reverso) é aquele com o menor valor de perda marginal, ou seja, o que menos contribui para a conservação das espécies (ou outro atributo qualquer da diversidade) na região estudada. Em contrapartida, o local retirado por último pelo algoritmo é aquele que possui o maior valor de perda marginal e que causaria a maior perda de representação do atributo a ser conservado, caso removido da região estudada (ver Moilanen *et al.*, 2005, para mais detalhes).

Neste trabalho, o valor de conservação foi baseado na originalidade filogenética e funcional de cada espécie ao longo de cada quadrícula do país. Ainda assim, o valor utilizado para cada local contém um erro (incerteza) associado à modelagem de distribuição de espécies. Mensuramos essa incerteza seguindo o protocolo proposto por Diniz-Filho *et al.* (2009b) e usamos esse erro como uma restrição para a escolha dos locais prioritários para a conservação. Ou seja, cada local possui uma incerteza associada aos modelos de distribuição e essa incerteza foi utilizada como o custo  $c_i$  de cada local na equação (3).

Nosso conjunto de cenários de priorização foi ainda restringido pela existência de cobertura de vegetação nativa (dados obtidos do *Global Land Cover Facility*, [www.landcover.org](http://www.landcover.org)). Calculamos a percentagem de cobertura nativa em cada quadrícula do mapa e forçamos a representação dos diferentes atributos da diversidade nessas áreas, de

maneira que as soluções de conservação indicassem locais onde há, efetivamente, a presença de habitats adequados para as espécies. Além disso, consideramos as unidades de conservação (UCs) de proteção integral (categorias I-IV da IUCN) já estabelecidas no Brasil ao fazer a análise. Locais com UCs tiveram sua perda marginal forçosamente aumentada. Assim, avaliamos previamente qual a proporção da diversidade filogenética e funcional já está representada nas UCs (uma análise de lacunas formal, *gap analysis*) e indicamos em nossas soluções apenas os locais necessários para complementar essa representação em um nível pré-estabelecido (ver abaixo). Atribuímos ainda mais importância às espécies sob ameaça de extinção, segundo as categorias de risco propostas pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN. Todo o país foi, portanto, classificado de acordo com o seu potencial de conservação, baseado na originalidade funcional e filogenética das espécies de mamíferos (Fig. 3).

Finalmente, para facilitar a visualização e compreensão, apenas os melhores 17% do país a serem conservados em uma estratégia como essa são mostrados aqui. A escolha de 17% de área de cobertura se deu pelo recente alvo para a conservação de ambientes terrestres definidos pela Convenção de Diversidade Biológica (ver Mittermeier *et al.*, 2010). Formalmente, 17% da área do país é o valor limite fixo, B, apresentado na equação (1), garantindo que nossas soluções finais representam os melhores 17% do Brasil a serem conservados para maximizar a diversidade filogenética e funcional de mamíferos, já considerando possíveis erros de modelagem, a rede de UCs existente e locais onde ainda há remanescentes do hábitat nativo onde se possa implementar uma ação de conservação e manejo eficaz. De fato, *ca.* 12% de nossas quadrículas possuem algum nível de proteção legal. Portanto, os mapas a seguir indicam apenas os 5% necessários para complementar a representação da diversidade filogenética e funcional de mamíferos no Brasil, face ao já representado na rede de UCs estabelecida atualmente.

No Brasil, os locais prioritários para a conservação da originalidade filogenética e funcional de mamíferos e que complementam as UCs atuais concentram-se na Mata Atlântica – principalmente no litoral, no sul do país, com alguns locais na Amazônia e no Cerrado (Fig. 3). A Amazônia central tem sua importância levemente alterada em função da classe de modelos de distribuição de espécies a partir do qual os valores de originalidade foram calculados, mas em geral, apresenta-se como área prioritária. O mesmo ocorre com partes do Cerrado. É importante ressaltar que os mapas da Figura 3, em especial que combinam áreas-chave para a manutenção de ambos os aspectos da diversidade de mamíferos ao mesmo tempo já incluem uma minimização dos erros associados à modelagem de distribuição de espécies, tiveram as áreas sem remanescentes de vegetação nativa excluídas da solução final e indicam apenas o que seria necessário para complementar o sistema atual de UCs no país. Em termos práticos, quando a presença dos remanescentes não é incluída na solução de conservação, muitos locais da Mata Atlântica aparecem como prioritários (não mostrado aqui por limitação de espaço). Contudo, após uma reavaliação dos locais que contém mais que 50% de cobertura vegetal nativa, a maioria dos locais prioritários da Mata Atlântica é removida do mapa de prioridades. Ora, se por um lado isso mostra que vários locais fundamentais para a manutenção da diversidade filogenética e funcional de mamíferos já foram degradados e não podem ser totalmente recuperados, por outro, nosso planejamento oferece opções de locais onde a ação de conservação, seja o estabelecimento de uma unidade de conservação e seu plano de manejo, pode ser efetiva do ponto de vista prático.

## APRECIÇÕES FINAIS

Nossos resultados sugerem a importância de incluir outros aspectos da biodiversidade de mamíferos nos planos espaciais para a conservação e manejo da biodiversidade desse grupo de maneira que as ações de conservação sejam abrangentes, adequadas, representativas e eficientes. No Brasil, como em qualquer país megadiverso, a perda de espécies deve ser minimizada, mas a história evolutiva e os serviços ecossistêmicos providos por mamíferos também devem ser levados em consideração uma vez que são essenciais para o bem-estar humano. Planejar a conservação de espécies não é mais suficiente em um mundo em constante mudança e, embora processos evolutivos e ecossistêmicos possam ser explicitamente incluídos em análises de priorização espacial para a conservação da biodiversidade, um arcabouço integrado que abarque todos esses aspectos da biodiversidade ainda está por se desenvolver (ver Loyola *et al.*, 2011). Esperamos que nosso esforço nesse ensaio contribua para o delineamento de tal arcabouço, fortalecendo a fundamentação científica para decisões de conservação em nível nacional.

## AGRADECIMENTOS

Somos gratos a Emerson Vieira e Thales Freitas pela gentileza do convite para incluir esse capítulo no livro, a Owen Petchey e Miguel Araújo pelas discussões sobre a necessidade de conservação de diferentes aspectos da biodiversidade e a Ricardo Machado, pela revisão e críticas ao texto. A pesquisa de R.D.L. e M.V.C. é financiada pelo CNPq (projetos 475886/2009-7 e 563621/2010-9), SISBIOTA Predadores de Topo (CNPq/FAPESP), CAPES (projetos 012/2009 e FCT/CAPES 10/2009), Conservação Internacional e MCT/Rede CLIMA. R.A.C., J.T.-F. e F.A.V.F. são bolsistas de doutorado da CAPES. P.L. é bolsista de doutorado do CNPq. R.D.L. é bolsista de produtividade do CNPq (projeto 304703/2011-7).

## REFERÊNCIAS

- Arponen A, Heikkinen RK, Thomas CD e Moilanen A (2005) The value of biodiversity on reserve selection: representation species, species weighting, and benefit functions. *Conserv Biol.* 21: 527-533.
- Allouche O, Tsoar A e Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43: 1223-1232.
- Araújo MB e New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22: 42-7.
- Bell SS, Mccoy ED e Mushinsky HR (1991) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space.* Chapman Hall, London. 438p.
- Breiman LEO (2001) Random Forests. *Mach Learn* 45: 5-32.
- Botta-Dukat Z (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16:533-540.
- Busby JR (1991) BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules CR e Austin MP (eds) *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis.* CSIRO, Australia, pp. 64-68.
- Carpenter G, Gillison AN e Winter J (1993) DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers Conserv* 2: 667-680.
- Carvalho RA, Cianciaruso MV, Trindade-Filho J, Sagnori MD e Loyola RD (2010) Drafting a blueprint por functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Nat Conservação* 8(1): 171-176.
- Cayuela L, Golicher DJ, Newton A, Kolb M, de Albuquerque FS, Arets EJMM, Alkemade RM e Pérez AM (2009) Species distribution modelling in the tropics: Problems, potentialities, and the role of biological data for species conservation. *Tropical Conservation Science* 2: 319-352.
- Cianciaruso MV, Silva IA e Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 94-103.
- Costa LP, Leite YLR, Mendes SL e Ditchfield AD (2005) Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-112.
- De Mazzancourt C, Johnson E e Barraclough TG (2008) Biodiversity inhibits species' evolutionary responses to challenging environments. *Ecol Lett* 11: 380-388.
- Diaz S e Cabido M (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol* 16(8): 646-655.
- Diniz-Filho JAF, Oliveira G, Bini LM, Loyola RD, Nabout JC e Rangel TFLVB (2009) Conservation Biogeography and Climate Change in Brazilian Cerrado. *Nat Conservação* 7: 8-18.
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel, TF, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D e Araújo MB (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32(6): 897-906.
- Dirzo e Miranda (1991) Altered patterns of herbivory and diversity in the Forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: Price PW, Lewinsohn TM, Fernandes GW e Benson WW (eds.) *Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions.* Wiley and Sons Pub., New York, pp 273-287.
- Dobrovolski R, Diniz-Filho JAF, Loyola RD e de Marco P. (2011a) Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodivers Conserv* 20: 2445- 2459.
- Dobrovolski R, Loyola RD, De Marco Jr P e Diniz-Filho, JAF (2011b) Agricultural expansion can menace Brazilian protected areas during the 21st century. *Nat Conservação* 9: 208-213.
- Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol Conserv* 61: 1-10.
- Faith DP (1996) Conservation priorities and phylogenetic pattern. *Conserv Biol* 10(4): 1286-1289.
- Franklin J. (2009) *Mapping species distributions: spatial inference and predictions.* 1st edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Friedman JH (1991) Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics* 19: 1-141.
- Fritz SA, Bininda-Emonds ORP e Purvis A (2009). Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecol Lett* 12: 538-549.
- Gittleman JL, Funk SM, MacDonald D e Wayne RK. (2001) *Carnivore Conservation.* 1a ed. Cambridge University Press, 692pp.
- Global Land Cover Facility (GBIF) <http://glcf.umiacs.umd.edu/> (Outubro 4, 2011)
- Guisan A, Edwards TC e Hastie T (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions/ : setting the scene. *Ecol Model* 157: 89-100.
- Harvey PH e Pagel MD (1991) *The comparative method in evolutionary biology.* 1a ed. Oxford University, Oxford, p.239.
- Hastie T e Tibshirani R (1986) *Generalized additive models.* Statistical Sciences.



- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG e Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25: 1965-1978.
- Hubbel SP (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 448p.
- Isaac NJB, Turvey ST, Collen B, Waterman C e Baillie JEM (2007) Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *Plos ONE* 2(3):e.296.
- IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2011) <http://www.iucnredlist.org> (Outubro 30, 2011).
- Jones KE, Bielby J, Cardillo M, Fritz SA, O'Dell J, Orme CDL, Safi K, Sechrest W, Boakes EH, Carbone C et al. (2009) PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology* 90: 2648.
- Keddy PA (1992) Assembly and response rules-2 goals for predictive community ecology. *J Veg Sci* 3: 157-164.
- Lawler JJ, Shafer SL, White D, Kareiva P, Maurer EP, Blaustein AR e Bartlein PJ (2009) Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* 90: 588-97.
- Lemes P, Faleiro FAMV, Tessarolo G e Loyola RD (2011) Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Nat Conservação* 9: 240-243.
- Loyola RD, Eizirik E, Machado RB, Aguiar LMS, Brito D e Grelle CEV (2011) Toward innovative integrated approaches for the conservation of mammals. *Nat Conservação* 9: 01-06.
- MacArthur RH e Levins R (1967) The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am Nat* 101: 377-385.
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford, 256pp.
- Margules CR e Pressey RL (2000) Systematic Conservation Planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK e Thuiller W (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib* 15: 59-69.
- May RM (1990) Taxonomy as destiny. *Nature* 347: 129-130.
- Mason NWH, Macgillivray K, Steel JB e Wilson JB (2003) An index of functional diversity. *J. Veg. Sci.* 14(4): 571-578.
- Mittermeier R, Bação PC, Barrera L, Buppert T, McCullough J, Langrand O, Larsen FW e Scarano FR (2010) O Protagonismo do Brasil no Histórico Acordo Global de Proteção à Biodiversidade. *Nat. Conservação* 8(2): 197-200.
- Moilanen A (2007) Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 134: 571-579.
- Moilanen A, Franco AMA, Early R, Fox R, Wintle B e Thomas CD (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *P Roy Soc Lond B Bio* 272: 1885-1891.
- Moilanen A, Possingham H e Polasky S (2009) A Mathematical Classification of Conservation Prioritization Problems. In: Moilanen A, Wilson KA & Possingham HP (eds) *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Pavoine S e Bonsall M (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol Rev* 86: 792-812.
- Pavoine S, Dufour AB e Chessel D (2004). From dissimilarities among species to dissimilarities among communities: a double principal coordinate analysis. *J Theor Biol* 228: 523-537.
- Petchey OL e Gaston KJ (2002) Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecol Lett* 5(3): 402-411.
- Petchey OL e Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- Petchey OL, Evans KL, Fishburn IS e Gaston KJ (2007) Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *J Anim Ecol* 76: 977-985.
- Phillips SJ e Dudík M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips S, Anderson R e Schapire R (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190: 231-259.
- Pillar VD (2004) Tipos funcionais e percepção de padrões em comunidades e ecossistemas. In: Coelho AS, Loyola RD & Souza MB (eds.) *Ecologia Teórica: Desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil*. 1a edição. Belo Horizonte: O Lutador, pp73-90.
- Polasky S, Csuti B, Vossler CA e Meyers SM (2001) A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biol Conserv* 97(1): 99-105.
- Possingham H, Ball I e Andelman S (2000) Mathematical methods for identifying representative reserve networks.

- In: Ferson, S., Burgman, M. (Eds). Quantitative Methods for Conservation Biology. Springer-Verlag, New York, USA. pp 291-306.
- Safi K, Cianciaruso MV, Loyola RD, Brito D, Armour-Marshall K e Diniz-Filho JAF (2011) Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philos T R Soc B* 366(1577): 3536-2544.
- Schipper J, Chanson JS, Chiozza F, Neil AC, Hoffmann M, Katariya V, Lamoreux J, Rodrigues ASL, Stuart SN, Temple HJ et al. (2008) The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science* 322: 225-230.
- Schmera D, Eros T e Podani J (2009). A measure for assessing functional diversity in ecological communities. *Aquat Ecol* 43: 157-167.
- Schoener TW (1974) Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- Stockwell DRB e Noble IR (1992) Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. *Math Comput Simulat* 33: 385-390.
- Thomson J, Moilanen A, McNally R e Veski P (2009) Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecol Appl* 19: 817-828.
- Tilman D (2001) Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Richey P, Ritchie M e Siemann E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277(5330): 1300-1302.
- Vane-Wright RI, Humphries CJ e Williams PM (1991) What to protect: systematics and the agony of choice. *Biol Conserv* 55(2): 235-254.
- Walker B, Kinzig A. e Langridge J (1999) Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*. 2(1):95-113.
- Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, Watson JEM e Willis KJ (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Divers Distrib* 11: 3-23.
- Williams PH, Humphries CJ e Vane-Wright RI (1991) Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Austr Syst Bot* 4(4): 665-679.
- WorldClim – Global Climate Data (WorldClim) <http://www.worldclim.org/> (Outubro 4, 2011).
- Zimmermann A, Walpole MJ, Leader-Williams N (2005) Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx* 39: 406-412.

**ECOLOGIA ESPACIAL DE MAMÍFEROS:  
PRINCIPAIS PERGUNTAS E MÉTODOS DE ESTUDO**

*Clarisse Rezende Rocha  
Bárbara Zimbres  
Jader Marinho-Filho*

## RESUMO

O espaço é, juntamente com a dieta e o tempo, um dos recursos mais importantes para os animais e o modo como eles o utilizam pode permitir ou não a coexistência das espécies. A qualidade, produtividade do habitat, tamanho corporal do indivíduo, sexo, idade e condição reprodutiva, além de características e comportamentos de cada espécie, como territorialidade ou cuidados parentais podem influenciar o uso e o deslocamento no espaço. No presente estudo, apresentamos algumas das principais perguntas da Ecologia Espacial de Mamíferos: Quanto um animal se desloca? Quais fatores influenciam seu deslocamento? Há diferenças nestes parâmetros com relação ao sexo, idade e estágio reprodutivo? Também apresentamos e discutimos métodos correntes para estimar a movimentação dos mamíferos, como captura-marcação-recaptura, carretel de rastreamento e radiotelemetria, bem como métodos analíticos como distância de movimento e áreas de vida. Ainda que estas perguntas tenham suas raízes fincadas na história natural dos organismos e as bases de algumas das técnicas e métodos aqui apresentados tenham o início de seu desenvolvimento há muitas décadas, a constante incorporação de tecnologia à obtenção dos dados básicos e o progressivo refinamento analítico tem permitido um avanço contínuo nos estudos sobre o uso do espaço e dos movimentos dos mamíferos, mantendo estas antigas perguntas ainda muito atuais.

## INTRODUÇÃO

O uso do espaço pelos animais é um fator de interesse ecológico que pode responder questões de coexistência e competição entre espécies (Cunha e Vieira, 2004). Segundo Pianka (1999), os três fatores mais importantes que determinam a coexistência intra e interespecífica são: a dieta, o tempo e o espaço. Este último é um recurso limitado (Cunha e Vieira, 2004), e parâmetros de uso, defesa e sobreposição desse recurso vão afetar a dinâmica das populações animais e, em última instância, a coexistência das espécies (Turchin, 1991; Stapp e Van Horne, 1997; Cunha e Vieira, 2004). Por essas razões, e devido ao fato de que o espaço é relativamente fácil de quantificar, o uso do espaço é há muito tempo objeto de estudos básicos e aplicados em Zoologia (Cunha e Vieira, 2004).

A variável “espaço” pode ser medida, para os organismos, pela quantificação de seus movimentos, que podem consistir na locomoção diária ou envolver deslocamentos mais longos e raros, como eventos de dispersão e migração. A primeira classe de movimentos é importante para a sobrevivência individual dos organismos na paisagem que ocupam, enquanto a segunda define a estruturação da população, influenciando sua permanência na paisagem como um todo (Lees e Peres, 2009). Durante sua vida, um mamífero se movimenta na paisagem, deslocando-se para forragear, encontrar parceiros, cuidar de seus filhotes ou procurar áreas mais adequadas, ou com menor densidade de coespecíficos, para ocupar (Bergallo, 1990). Os três primeiros tipos de movimento, ou seja, a parte mais frequentada dessa área total foi definida por Burt (1943) como “área de vida” ou “área de uso” (*home range*). O último tipo de deslocamento, que consiste no abandono de uma área por outra, seja como resultado de competição, seja para procurar áreas mais adequadas, é definido como um evento de dispersão ou migração, em que um indivíduo troca sua área de vida de um local para outro (Burt, 1943; White e Garrott, 1990). Além disso, é necessário diferenciar o chamado “território” de um indivíduo. A área de vida pode apresentar sobreposição entre coespecíficos, mas o território é definido como a área ativamente defendida pelo indivíduo, que busca excluir seus competidores coespecíficos (Noble, 1939).

A escolha da área de vida é uma etapa importante na vida de um organismo, pois é uma área que se tornará familiar, em que as atividades de forrageio, procura de abrigo e fuga de predadores é facilitada e eficiente. Dessa forma, a qualidade da área de vida influencia diretamente no sucesso reprodutivo do indivíduo (Ewer, 1968). Alguns fatores influenciam o tamanho da área de vida de um mamífero, principalmente relacionados ao tamanho corporal e necessidade energética, à densidade populacional e à produtividade (qualidade) do habitat (Bergallo, 1990). Mamíferos maiores necessitam de áreas mais extensas para atingir os seus requerimentos alimentares diários do que mamíferos menores (Harestad e Bunnell, 1979). Além disso, a qualidade ou produtividade do habitat está diretamente relacionada à densidade populacional de uma espécie e também afeta o tamanho das áreas de vida que podem ser mantidas, pois regiões mais produtivas sustentam mais indivíduos, que podem manter áreas de vida menores para atingir suas necessidades energéticas (Ewer, 1973; Eisenberg, 1981; MacNab, 1963; Ricklefs, 1980).

Além do que já foi citado, fatores como idade, sexo e estágio reprodutivo influenciam o uso do espaço pelos mamíferos (Burt, 1943; Schoener, 1968; Lindstedt *et al.*, 1986; Loretto e Vieira, 2005). Com relação à diferença no uso do espaço entre machos e fêmeas, o dimorfismo sexual no tamanho corporal em algumas espécies pode ser o fator predominante (Harestad e Bunnell, 1979), mas diferenças no comportamento relacionado à territorialidade ou cuidado parental entre sexos podem influenciar tanto a extensão das áreas de vida, quanto à sobreposição destas (Ewer, 1973). Em habitats heterogêneos, os indivíduos competem por áreas de maior qualidade e tentam expulsar os demais, que são forçados a ocupar habitats periféricos menos produtivos. Isso comumente ocorre com os indivíduos jovens de muitas espécies, que abandonam a região em que cresceram para estabelecer suas áreas de vida em habitats periféricos (Bergallo, 1990).

O tipo de regime alimentar também é importante na determinação da área de vida de um indivíduo (Alho e Souza, 1982; Lindstedt *et al.*, 1986; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006). Como a energia disponível, por unidade de área, para um

herbívoro é maior que para um carnívoro de mesmo porte, geralmente estes últimos apresentam áreas de vida maiores. Dessa forma, à medida que se sobe de nível na cadeia trófica, maiores são as áreas de vida que os organismos devem manter (Harestad e Bunnell, 1979). Além disso, o hábito dos animais tem implicações diretas tanto no tamanho quanto na forma de se estimar áreas de vida. Por exemplo, para primatas, espécies primariamente arborícolas, as áreas de vida tendem a ser menores que as de espécies primariamente terrestres, devido à possibilidade de exploração de recursos em mais uma dimensão (Clutton-Brock e Harvey, 1977). Nesse sentido, a estratificação vertical entra como um parâmetro importante no estudo da ecologia e no cálculo de áreas de vida tridimensionais para espécies arborícolas e escansoriais (Harvey e Clutton-Brock, 1981).

Parâmetros ambientais como tipo de habitat ou estações climáticas também podem influenciar o tamanho da área de vida dos animais (Burt, 1943; Schoener, 1968; Perry e Garland, 2002). Todos os aspectos bióticos inerentes à espécie ou não, além das condições abióticas das regiões, interagem para criar padrões algumas vezes idiossincráticos de área de vida e deslocamento dos mamíferos. Dessa forma, os padrões de áreas de vida observados devem variar entre diferentes regiões, mesmo para uma mesma espécie. Por exemplo, Miranda (2004) estimou a área de vida para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) entre 10 e 17 Km<sup>2</sup> no Parque Nacional das Emas, sem diferença significativa entre machos e fêmeas. Já Medri e Mourão (2005), estimaram uma área de vida para essa espécie no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, como sendo de 4 a 7,5 Km<sup>2</sup> para machos e de 12 Km<sup>2</sup> para fêmeas.

Um dos objetivos do estudo do uso do espaço por mamíferos é a quantificação do deslocamento, ou distância de movimento. Diferentes métricas de distâncias entre os pontos de captura têm sido usadas como índices de deslocamento, já que estes requerem menos dados do que quando comparado com os cálculos de área de vida (Slade & Russell, 1980). O deslocamento é uma medida parcial do movimento do animal, e carrega informações mais detalhadas dos parâmetros que variam ao longo de um período relativamente curto, podendo este ser diário ou durante o período de uma campanha de coleta de dados, além de indicar rotas e habitats preferidos de forma mais precisa (Davis, 1953; Püttker *et al.*, 2012). As distâncias métricas também são utilizadas para estimar tamanho populacional e densidade, por permitir o cálculo da área efetiva amostrada em estudos com armadilhas em grade (van Horne, 1982; Stapp e Van Horne, 1997; Pires e Fernandes, 1999).

Questões ecológicas básicas podem ser respondidas por meio desses parâmetros de deslocamento e de área de uso, que são importantes aspectos da história natural dos grupos estudados. São também informações essenciais no planejamento para a conservação das espécies. Dentre as perguntas ecológicas que podem ser respondidas com os dados e estimativas de deslocamento, destacam-se as descritas a seguir.

a) Quanto um animal se desloca? Essa pergunta pode ser respondida considerando um período específico de tempo (e.g. deslocamento diário ou durante a estação reprodutiva). Conhecer a amplitude do movimento dos animais é importante para se obter informações sobre a área de vida requerida para uma população. E qual a área de vida mínima de uma espécie? Esse é um parâmetro básico e essencial para a conservação de espécies ameaçadas, pois auxilia na definição da área necessária para se proteger populações mínimas viáveis, além de permitir a avaliação do estado de preservação de populações existentes (e.g. Brito e Grelle, 2006).

b) Quais fatores influenciam no deslocamento dos animais? Fatores bióticos que afetam o deslocamento de um animal podem indicar interações intra ou interespecíficas com as quais um indivíduo lida durante sua vida (Bergallo, 1990). Já a interação de fatores abióticos e as características do uso do espaço por um mamífero podem elucidar padrões de sensibilidade ecológica de interesse para a biologia da conservação (Henle *et al.*, 2004).

c) Há diferenças nesses parâmetros dentro de uma mesma espécie com relação ao sexo, idade e estágio reprodutivo? Os indivíduos podem apresentar diferenças comportamentais entre os sexos, entre jovens e adultos, e também entre as estações reprodutivas (Bergallo, 1990). Fêmeas podem diminuir a área em que se deslocam durante a reprodução para melhor proteger a prole, assim como machos podem aumentar seu deslocamento durante a reprodução para ter acesso a um maior número de fêmeas (Gentile e Cerqueira, 1995; Cáceres e Monteiro-Filho, 2001). Desta forma, a área de vida requerida pelos indivíduos pode ser muito variável dentro de uma espécie.

Para análises dos padrões de uso do espaço, têm sido realizadas descrições das áreas utilizadas pelos animais monitorados, a partir das localizações registradas, estimando seu contorno ou sua medida (Jacob e Rudran, 2006). A escolha adequada das técnicas a serem utilizadas e o conhecimento sobre as limitações e a comparabilidade, tanto referentes aos métodos amostrais quanto aos métodos analíticos estão a cargo do pesquisador. Diferenças no tipo de metodologia utilizada nos estudos, no número de pontos de captura ou localização, na duração do estudo e no estimador utilizado para calcular o tamanho da área de vida podem afetar o resultado obtido (Swihart e Slade, 1985; Powell, 2000; Börger *et al.*, 2006).

### **Métodos para estimar o movimento dos mamíferos**

Existem três métodos básicos de se obter pontos para estimar o movimento dos mamíferos: a captura-marcação-recaptura, o carretel de rastreamento e a rádio-telemetria. No Brasil, 75% dos estudos sobre uso do espaço por pequenos mamíferos não voadores utilizaram como método de estudo a captura-marcação-recaptura com armadilhas do tipo 'live-traps' (Prevedello *et al.*, 2008). Métodos como a utilização de carretel de rastreamento (e.g. Mendel e Vieira, 2003;

Loretto e Vieira, 2005; Vieira *et al.*, 2005) e a rádio-telemetria (e.g. Gottesman *et al.*, 2004; Lira *et al.*, 2007) são ferramentas que mais recentemente foram incorporadas ao estudo do uso do espaço por pequenos mamíferos. Entretanto, a rádio-telemetria é uma técnica há décadas utilizada para estimar área de vida dos morcegos (Bernard e Fenton, 2003; Henderson e Broders, 2008) e mamíferos de médio e grande porte (Medri e Mourão, 2005; Dillon e Kelly, 2008). Por fim, o deslocamento e área de vida dos mamíferos de médio e grande porte também podem ser estimados através de armadilhas fotográficas (Silver *et al.*, 2004; Dillon e Kelly, 2008). A seguir fazemos uma breve apresentação dessas metodologias, além de introduzir as principais técnicas para estimativa dos parâmetros de área de vida e distância de movimento, com o objetivo de elucidar os fatores envolvidos na escolha adequada do estimador por parte daqueles interessados no estudo do movimento de mamíferos.

## CAPTURA-MARCAÇÃO-RECAPTURA (CMR)

O método de CMR é um dos mais antigos usados para estimar a área de vida de mamíferos (Davis, 1953) e ainda é amplamente utilizado para o cálculo do uso do espaço para todos os grupos de mamíferos. Ele consiste na captura do animal, por exemplo com auxílio de armadilhas; na marcação do animal, que deve permitir identificação individual; e na posterior soltura do animal no mesmo ponto onde o mesmo foi capturado (Davis, 1953). Depois de os animais se misturarem novamente na população, uma nova campanha de captura deve ser realizada para que a proporção de animais recapturados possa ser contabilizada (Davis, 1953). Estudos com armadilhas fotográficas capturam apenas a imagem do animal, mas podem resultar em histórias de captura de espécies cujos membros são individualmente reconhecidos por marcas naturais distintas ou por marcações artificiais (O'Brien *et al.*, 2011), e podem também ser utilizadas para estimar o deslocamento dos animais.

O método de CMR possui as seguintes premissas: (1) a população é fechada; (2) a marcação não altera a probabilidade de recaptura; (3) na segunda ocasião de captura, os animais marcados já devem estar misturados com a população (período entre capturas); (4) as marcas não podem ser perdidas (Tomas e Miranda, 2006).

As marcações não devem afetar o comportamento nem a saúde do animal. Elas devem ser feitas de forma adequada ao tamanho do animal, futuro crescimento, formas do corpo ou comportamento (Powell e Proulx, 2003). Anilhas plásticas ou metálicas coloridas e numeradas são utilizadas para marcação de morcegos. Anilhas numeradas para as orelhas (brincos) são utilizadas principalmente para marsupiais e roedores. Entretanto essas possuem diversos tamanhos e devem ser utilizadas de acordo com o tamanho e espessura das orelhas do animal. Tatuagens são amplamente utilizadas para mamíferos de médio e grande porte. Porém, normalmente exigem a captura e contenção do animal para a realização da tatuagem e em certos casos, também para se observar/reconhecer a marca. As marcações naturais são preferíveis às artificiais e podem ser adquiridas naturalmente ao longo da vida do animal ou estes já nascem com elas. Os felinos pintados possuem suas manchas dispostas de uma forma particular em cada indivíduo. Cicatrizes também podem ser utilizadas para a identificação de indivíduos (Powell e Proulx, 2003).

Em delineamentos amostrais com base na captura dos animais em armadilhas, a delimitação de uma área com pontos de amostragem adequados para a espécie estudada vai influenciar na independência espacial dos registros (TEAM Network, 2008) no tamanho total da área de vida estimada. O espaço entre esses pontos deve ser determinado de acordo com a espécie estudada. A grade de estudo deve ter tamanho suficiente para amostrar a área de vida de vários indivíduos (Otis, 1978).

Estudos de uso do espaço e deslocamento podem ser realizados apenas se for alcançado um número suficiente de registros de indivíduos precisamente identificados na população.

### *Armadilhas que capturam animais vivos ('live traps')*

As "live traps" do tipo Sherman são utilizadas principalmente para a captura de pequenos mamíferos como roedores e marsupiais (Auricchio e Salomão, 2002; Cáceres *et al.*, 2010). As armadilhas do tipo gaiolas (e.g. Tomahawk, Havahart) variam em tamanho e material utilizado em sua confecção e podem ser utilizadas para capturar desde pequenos mamíferos até animais de grande porte (Auricchio e Salomão, 2002). Existem diferenças na forma de se acionar as armadilhas, sendo geralmente plataformas, na qual o animal sobe e dispara a armadilha ou ganchos que portam as iscas (Auricchio e Salomão, 2002; Cáceres *et al.*, 2010). Fatores como tamanho das armadilhas, local de colocação, a isca utilizada e a composição da comunidade local influenciam na eficácia destas armadilhas (Cáceres *et al.*, 2010).

As armadilhas devem ser dispostas em transecções, quando se objetiva amostrar a comunidade, mas devem ser dispostas em grades, quando o objetivo é estudar o uso do espaço pelos animais (Cáceres *et al.*, 2010). No ambiente, estas armadilhas podem ser colocadas no solo, no sub-bosque e no dossel, capturando animais de diferentes hábitos (Cáceres *et al.*, 2010).

Uma das principais desvantagens deste método é que os animais são atraídos pelas iscas (Otis, 1978), podendo influenciar nos resultados. A grade de estudo deve ter tamanho e distância entre pontos de captura adequados para o animal estudado (Davis, 1953). Há também vantagens no uso de armadilhas, além de permitir a estimativa de densidades

populacionais e áreas de vida, as 'live traps' capturam efetivamente o animal, o que permite também a sua identificação precisa. Possibilita também estudar vários outros parâmetros populacionais, como razão sexual, reprodução, além da obtenção de dados morfológicos e de desenvolvimento do animal, e a coleta de material biológico, ecto e endoparasitas.

#### *Armadilhas fotográficas*

A utilização de armadilhas fotográficas vem crescendo nas últimas décadas, e é hoje um dos principais métodos para estudos de populações e comunidades de mamíferos de médio e grande porte. Avanços tanto nos métodos analíticos dos dados obtidos por armadilhagem fotográfica, quanto na qualidade e acessibilidade dos equipamentos disponíveis, vêm acompanhando e incentivando o crescimento do uso desse método (Kucera e Barrett, 2011).

O método consiste basicamente no emprego de câmeras fotográficas ativadas por sistemas sensores de infravermelho ou de movimento, que detecta estímulos até uma certa distância à sua frente, a qual varia entre equipamentos. O sistema fotográfico pode ser digital ou analógico, possuindo sistemas de disparo de flash e foco automáticos, além de possibilitar o registro de data e hora de ativação. Isso permite, entre outras aplicações, a avaliação da independência temporal dos registros (Tomas e Miranda, 2006).

A grande vantagem das armadilhas fotográficas é o fato de ser uma técnica prática, não-intrusiva, que permite um grande esforço amostral com relativamente pouco trabalho de campo e uma identificação precisa das espécies e, dependendo da espécie, dos indivíduos. Espécies crípticas, difíceis de serem capturadas e com marcações naturais individuais são as principais espécies-alvo dos estudos de armadilhagem fotográfica (Karanth, 1995; Karanth e Nichols, 1998; Trolle e Kéry, 2005; Tomas e Miranda, 2006; Weckel *et al.*, 2006). Sua maior limitação é o custo relativamente alto dos equipamentos (Rovero *et al.*, 2010).

O dado básico, que é o registro espacial estatisticamente independente de um indivíduo da população, permite estimar parâmetros analíticos, como a área efetivamente amostrada, e de importância ecológica, como a densidade populacional e a intensidade de uso de uma área, após se considerar as diferenças na detecção entre indivíduos, áreas, períodos de amostragem, etc. (Rovero *et al.*, 2010; Nichols *et al.*, 2011).

### **CARRETEL DE RASTREAMENTO**

Os estudos utilizando carretel de rastreamento começaram no Brasil a partir da década de 70 (Miles, 1976; Miles *et al.*, 1981). Essa é uma das técnicas mais recentes utilizadas para estimar distância de movimentos e padrões de deslocamento de pequenos mamíferos e ocorreu um grande aumento no número de estudos realizados com ela nos últimos anos (Delciellos *et al.*, 2006).

Trata-se de uma metodologia de baixo custo que utiliza um carretel feito somente com linha que deve estar dentro de uma cápsula que é colada no animal capturado. Após equipados com o carretel, os animais devem ser soltos no mesmo ponto onde foram capturados e a ponta da linha deve ser amarrada em um objeto fixo qualquer. No dia seguinte o pesquisador deve recolher a linha e mapear o percurso realizado pelo animal (Vieira e Loretto, 2004).

Mendel e Vieira (2003) encontraram ausência de correlação entre as distâncias estimadas pelos métodos de CMR e carretel de rastreamento, sugerindo que estas técnicas medem diferentes aspectos do movimento. O carretel de rastreamento permite também a avaliação da estratificação vertical apresentada por pequenos mamíferos arborícolas em florestas com dossel baixo e a estratificação de animais semi-terrestres e escansoriais (Delciellos *et al.*, 2006).

A técnica do carretel de rastreamento é apropriada para estimar principalmente a distância percorrida em uma noite de atividade, e não é tão indicada para cálculos de área de vida (Mendel e Vieira, 2003; Vieira e Loretto, 2004). Além das medidas de movimentos, essa técnica permite recuperar o trajeto exato do deslocamento, sua orientação, seleção de habitat e a intensidade do seu uso, que são fatores que não são tão evidentes com outras técnicas, como CMR ou rádio-telemetria (Vieira e Loretto, 2004; Delciellos *et al.*, 2006).

### **RÁDIO-TELEMETRIA**

Um método antigo, mas também popular e continuamente atualizado, de análise do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte é a rádio-telemetria. A técnica consiste em um sistema eletrônico de emissão de ondas a partir de transmissores acopláveis ao animal estudado e de captação do sinal emitido por receptores (Jacob e Rudran, 2006). Da mesma forma que a armadilhagem fotográfica, o método apresenta um custo relativamente alto (Crawshaw, 1997). Além disso, a dificuldade na captura de organismos-alvo, o esforço relativamente alto de trabalho em campo, a restrição da eficiência da metodologia dependendo do ambiente estudado e o grande impacto potencial do uso de um transmissor no comportamento e sobrevivência do indivíduo marcado tornam o uso dessa metodologia menos vantajosa em alguns casos (Jacob e Rudran, 2006).

No entanto, se bem delineado e bem executado, um estudo com rádio-telemetria fornece dados ecologicamente relevantes de movimentação, territorialidade, utilização de recursos, dispersão e sobrevivência (Belcher e Darrant, 2004;

Gottesman *et al.*, 2004; Cushman *et al.*, 2005; Moraes Jr. e Chiarello, 2005; Lira *et al.*, 2007; Fuller e Fuller, 2012). Recomendações são feitas para que os estudos sejam realizados da maneira mais adequada para garantir o bem-estar e manter comportamento natural dos indivíduos monitorados, como, por exemplo, a atenção ao peso do transmissor (que não deve exceder 5% do peso corporal para pequenos mamíferos e 10% para mamíferos de médio e maior porte) e à possível interferência do equipamento na camuflagem do animal (Withey *et al.*, 2001; Jacob e Rudran, 2006). Na maioria dos estudos, a unidade amostral é o indivíduo monitorado e os eventos de localização são sub-amostras. Cuidados devem ser tomados para garantir que os indivíduos monitorados sejam representativos da população como um todo, e que os eventos de detecção sejam temporal e espacialmente independentes (Harris *et al.*, 1990). Para avaliar esta dependência, índices de auto-correlação de eventos de localização (e.g. índice de Schoener, Swihart e Slade, 1985) foram desenvolvidos e hoje são calculados pela maioria dos softwares de processamento de dados de telemetria.

Diferentes tecnologias estão disponíveis, incluindo desde sistemas convencionais VHF (Very High Frequency) dependentes de triangulação em campo, até sistemas mais modernos, por PTT (Platform Transmitter Terminals) ou por posicionamento global (GPS) (Rodgers, 2001). No sistema PTT, satélites ARGOS captam os pulsos de alta frequência emitidos pelos transmissores e enviam os sinais de localização para bases terrestres. O pesquisador contratante recebe, então, os dados já processados e decodificados. Os dados obtidos por esse sistema tem a desvantagem de apresentar baixa precisão de localização, com erros de mais de 1 Km, podendo chegar até 15,8 Km (Brothers *et al.*, 1998). Já o sistema de telemetria por GPS apresenta precisão de cerca de 10 m, se permitido pelas condições ambientais da região de estudo, como relevo ou cobertura vegetal (Moen *et al.*, 1996). Os dados coletados pelo equipamento podem ser armazenados e recuperados pelo pesquisador em campo, se eles forem acoplados a um sistema VHF convencional que permita ao pesquisador recuperar o transmissor. Ou então, os dados podem ser transmitidos via satélite através do sistema PTT. Uma vantagem do sistema GPS é a sua capacidade de registrar dados em curtos intervalos de tempo, gerando grandes quantidades de dados. Entretanto, os preços proibitivos desses sistemas mais modernos impedem sua ampla aplicação, principalmente por pesquisadores de países em desenvolvimento (Jacob e Rudran, 2006).

## MÉTODOS ANALÍTICOS

### *Distância de movimento*

Diferentes tipos de distâncias métricas têm sido utilizados como estimadores de extensão de área utilizada (Stickel, 1954; Püttker *et al.*, 2012). Apesar destas distâncias não fornecerem estimativas do tamanho real da área requerida por um animal, elas fornecem índices ecologicamente importantes que podem ser comparados no tempo, no espaço e entre grupos de indivíduos ou de espécies (Davis, 1953; Slade e Swihart, 1983; Püttker *et al.*, 2012).

A análise das distâncias entre as sucessivas capturas consiste na criação de frequências de distribuição das distâncias entre as sucessivas capturas (Davis, 1953). O centro de atividade é o centro geográfico de todos os pontos de captura (Hayne, 1949). Os estudos sobre o uso do espaço por mamíferos têm se utilizado de diferentes métodos para calcular as distâncias de movimento (Hayne, 1949; Slade e Swihart, 1983, Johnson, 1987), que são variações destes dois métodos anteriores: distância máxima percorrida, distância do centro de atividade (Hayne, 1949), distância entre sucessivas capturas (AvD) (Davis, 1953), média da distância movida entre as sucessivas capturas (AVDM) (Brant, 1962), média do quadrado da distância do centro de atividade (MSD) (Jennrich e Turner 1979), metade da média da distância máxima de deslocamento dentro da grade (MMDM) (Wilson e Anderson, 1985).

As distâncias métricas, além de serem utilizadas para estimar movimento, também são utilizadas para estimativas de densidade (Jonhson *et al.*, 1987). Os animais podem ter partes de sua área de vida dentro e fora da grade de armadilhagem. Assim, os métodos de movimento baseados em densidade AVDM e MMDM foram propostos para delinear a área efetiva de armadilhagem que acrescentam uma área adicional amostrada "*boundary strip*" (Jonhson *et al.*, 1987). Ambos os estimadores são calculados pelo somatório das distâncias percorridas pelo animal dividido pelo número de capturas. Entretanto a AVDM considera como distância percorrida todas as distâncias lineares acumuladas, enquanto MMDM considera a distância máxima encontrada entre todas as distâncias possíveis entre os pontos de captura para cada indivíduo (Jonhson *et al.*, 1987).

Swihart, por meio de um estudo de rádio-telemetria, concluiu que poucas horas entre as observações são suficientes para garantir a independência dos dados em estudos com pequenos mamíferos (Slade e Swihart, 1983). Os dados AvD podem ser calculados por categorias (sexo, estágio reprodutivo) ou por indivíduos (Slade e Swihart, 1983). Uma das vantagens deste método é que os dados de todos os animais que foram capturados em mais de dois pontos de captura (Stickel, 1954). A distância percorrida por um animal durante um curto período de tempo (ex: movimento diário ou semanal) pode ser medida de uma forma mais simples que o cálculo de área de vida, que exige períodos maiores de amostragem (Davis, 1953). Uma desvantagem dos métodos da distância de movimento é que os animais não se movimentam em linha reta e parte do seu movimento não é registrado; podem ser atraídos pela isca das armadilhas; o tamanho da grade de estudo pode não ser adequado para a espécie analisada; indivíduos não residentes podem ser incluídos na análise e os dados fornecem apenas um índice de movimento e a dispersão não podem ser distinguida dos movimentos dentro da área de vida do animal (Davis, 1953; Wilson e Anderson, 1985).



## ÁREA DE VIDA

### *Mínimo polígono convexo*

O estimador de área de vida denominado de Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Mohr, 1947) tem a vantagem de ser simples e fácil de calcular (White e Garrott, 1990). Este método é o mais antigo e utilizado para o cálculo de área de vida (White e Garrott, 1990). Não possui nenhuma premissa estatística e consiste apenas na união dos pontos mais externos entre os pontos de registro, desenhando o menor polígono possível, evitando concavidades, de forma que os ângulos do polígono não excedam 180 graus (Ackerman *et al.*, 1990; Jacob e Rudran, 2006) (Figura 1).

Para a utilização do MPC os pontos devem ser independentes e as coletas separadas temporalmente, evitando assim que as áreas de vida sejam subestimadas (Fernandez, 1995). Este método vem recebendo severas críticas, entre elas, a existência de *outliers*, que poderiam superestimar a área de vida, incluindo áreas com pouco ou nenhum uso (McDonald, 1980; Jacob e Rudran, 2006). O efeito dos *outliers* pode ser diminuído a partir da exclusão de 5% das localizações (Jacob e Rudran, 2006). Outra crítica é a dependência de um grande número de localizações para que a área de vida se mantenha estável mesmo com o acréscimo de novos dados. O fato da estimativa da área de vida aumentar com o aumento de capturas (Jennrich e Turner, 1969) é uma grande desvantagem do método MPC. Já foi evidenciado que quando há acúmulo de capturas sucessivas de um mesmo indivíduo, a estimativa da área de vida tende a alcançar uma assíntota (Fernandez, 1995). Quando o número de capturas está correlacionado com o tamanho da área de vida é necessária a remoção do efeito do número de capturas na análise, que pode ser feito colocando este como covariável na análise (Priotto *et al.*, 2002).

As inferências feitas a partir da análise de área de vida são baseadas na variação do tamanho da área de vida dos indivíduos e assim o poder da análise vai depender também do número de indivíduos amostrados (Börger *et al.*, 2006). Os fatores temporais e as diferenças individuais, associados a um baixo número de indivíduos, podem interferir nos resultados das estimativas. O método MPC estima a área de vida dos indivíduos no período em que ele é capturado ou ao longo de um determinado evento, como as estações do ano. Uma desvantagem do MPC é que os fatores que podem influenciar a área de vida dos indivíduos, como as variações no estado reprodutivo, desenvolvimento, massa corporal, precipitação pluviométrica e abundância da espécie se modificam durante o período em que a área de vida foi estimada. Apesar de todas as críticas sobre as estimativas de área de vida pelo MPC, estas estimativas, se medidas adequadamente, fornecem razoável estimativa do tamanho mínimo da área de vida que uma espécie requer (Belcher e Darrant, 2004), servindo como ferramenta para a conservação e manejo de espécies.

### *Normal Bivariado*

O método normal bivariado, que já está em desuso, é uma forma probabilística paramétrica de se estimar o centro de atividade (Hayne, 1949). Esse centro de atividade, onde há maior probabilidade de uso pelo animal monitorado, é definido pela média aritmética das coordenadas extremas das localizações, e a partir desse centro a probabilidade decresce (Jennrich e Turner, 1969). É considerado paramétrico por obrigar a aplicação de um contorno geométrico (normalmente elíptico) aos pontos de localização (Figura 1).

Há ainda a possibilidade de se atribuir pesos aos pontos de acordo com suas distâncias ao centro geométrico da elipse, fornecendo uma medida de intensidade de uso (Samuel e Garton, 1985). Uma vantagem com relação ao método do MPC é a necessidade de um menor número de pontos para a geração de uma elipse estável (cerca de 8 a 10 pontos), em comparação com os 30 pontos para o MPC (Kenward e Hodder, 1996). A maior crítica desse método é justamente a falta de significado biológico de uma área de uso estimada como uma forma geométrica fixa, o que raramente é observado na realidade (Dixon e Chapman, 1980).

### *Média harmônica*

O estimador de área de vida por média harmônica é um método não-paramétrico, ou seja, que não obriga a área calculada a assumir um formato geométrico elíptico (Dixon e Chapman, 1980). Ele é calculado com a sobreposição de um grid sobre a superfície dos pontos, em que é calculada a média das distâncias de todos os pontos de localização aos nós, ou cantos das arestas das células, mais próximos. Regiões de maior atividade seriam aquelas com os nós que tivessem o maior número de localizações próximas, que assumissem então o menor valor de distância média harmônica. O contorno da área de vida é então estimado pela interpolação dos valores calculados para os nós (Kenward, 1987) (Figura 1).

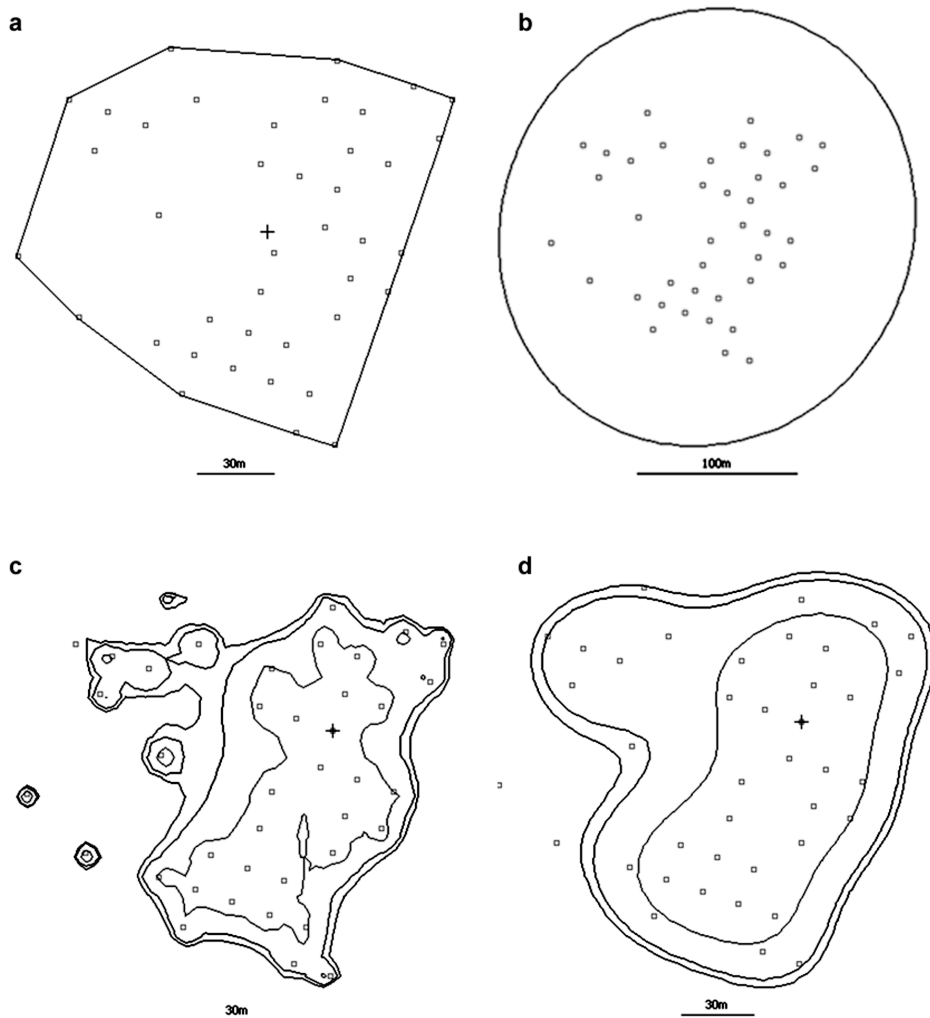
A vantagem desse método com relação aos anteriores para se calcular área de vida é a possibilidade de se identificar mais de um núcleo de atividade na área de uso total, o que consiste em fenômeno biologicamente realista, já que um animal pode usar, dentro de sua área de vida, uma ou mais regiões com mais intensidade do que as demais (Dixon e Chapman, 1980). O maior problema dessa técnica é a dependência da grade, que é criada de maneira totalmente subjetiva. Seu tamanho e seu posicionamento afetam fortemente a estimação da área de vida, e não há um critério objetivo de definição desses parâmetros (Spencer e Barrett, 1984).

*Kernel*

O estimador mais moderno para o cálculo de áreas de vida é o método por *kernel*. Desenvolvido por Worton (1987), também é um método não-paramétrico como a média harmônica, mas com caráter probabilístico como o método bivariado, e estima densidade de pontos de forma tridimensional. Cada ponto de localização é associado a um *kernel*, com volume igual a 1. Na superfície dos pontos, os volumes se combinam, e a média de todos os *kernels* que se sobrepõem é a estimativa de intensidade de uso em cada ponto. Contornos de probabilidade de densidade podem então ser estimados, considerando a porcentagem de utilização desejada (pode-se escolher entre 5 e 95% para se excluir valores de distribuição de utilização; Powell, 2000) (Figura 4).

No entanto, a sobreposição dos *kernels* e o relevo da função de densidade final é altamente dependente da largura dos volumes tridimensionais, definida pelo parâmetro de suavização *h* (Worton 1987). Com um *h* muito baixo, os *kernels* têm base mais estreita, o relevo da função se torna muito acentuado, e os centros de uso se tornam restritos, podendo até mesmo ser disjuntos. Parâmetros *h* altos suavizam a distribuição como um todo, sendo assim menos sensíveis a erros de localização (Powell, 2000). A definição de *h* também está a cargo do pesquisador, mas foram desenvolvidas maneiras objetivas de se definir o valor mais adequado. Um desses métodos, e atualmente o mais recomendado, é a técnica de validação cruzada de quadrados mínimos (*least squares cross validation*), atualmente já incluída nos *softwares* de estimação de área de vida (Seaman e Powell, 1996).

Ainda com relação ao parâmetro de suavização, pode-se escolher entre duas categorias do estimador: o fixo ou o adaptativo. No estimador por *kernel* fixo, o valor de *h* se mantém constante em toda a distribuição. No estimador adaptativo, o valor de *h* varia de acordo com a densidade de localizações, de modo a acentuar áreas com maior quantidade de pontos de localização e suavizar áreas com menos (Worton 1989).



**Figura 1.** Comparação das áreas de vida calculadas com dados de captura de *Thalpomys lasiotis* (Rodentia) com os quatro métodos descritos: (a) mínimo polígono convexo (MPC, 1,80 ha); (b) normal bivariado (elíptico, 5,58ha); (c) média harmônica, com contornos para 50% (0,56 ha), 90% (1,16 ha) e 95% (1,41 ha) dos pontos; e (d) kernel, com contornos para 50% (0,86 ha), 90% (1,80 ha) e 95% (2,03 ha) dos pontos. As estimativas foram geradas com o programa Ranges 8.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparabilidade e a precisão dos métodos de se estimar movimento animal é objeto de intensa discussão na literatura (Swihart e Slade, 1985; White e Garrot 1990; Powell, 2000; Börger *et al.*, 2006). O objetivo mais comum da maioria desses estudos é a identificação no número mínimo de localizações independentes que garanta a confiabilidade de cada método, ou a avaliação da acurácia das estimativas calculadas em relação à área de vida real (Börger *et al.*, 2006; Horne e Garton, 2006). Entretanto, a estimação com base no mesmo número de localizações não garante resultados acurados. O número de dias de amostragem, diferenças inerentes entre os locais de estudo e entre os indivíduos afetam significativamente as estimativas de área de vida (Swihart e Slade, 1985; Hansteen *et al.*, 1997; Börger *et al.*, 2006). Por essas razões, Börger *et al.*, (2006) defendem que comparações adequadas entre estimadores e a confiabilidade nos resultados dependem do regime de amostragem como um todo, e não apenas do número de pontos utilizados nos cálculos. Os autores sugerem, portanto, que quanto mais indivíduos forem monitorados, e quanto mais longo for o período de estudo, melhores serão as inferências de uso do espaço.

Por outro lado, a utilidade de se conhecer puramente a área de vida de um organismo vem sendo questionada. Existe uma tendência nos estudos realizados com área de vida de mamíferos de investigar apenas o tamanho da área de vida do animal. Entretanto, estudos mais recentes têm destacado a necessidade de se investigar os significados ecológicos da variação do uso do espaço com relação à parâmetros ecológicos e sociais (Börger *et al.*, 2006; Horne e Garton, 2006). Novas metodologias vêm sendo propostas, que incorporam, à comparação entre estimadores, hipóteses sobre os fatores que influenciam no uso do espaço. Horne e Garton (2006) propuseram o uso de métodos de seleção de modelos para identificar tanto os estimadores mais ajustados aos dados quanto as variáveis ambientais e ecológicas que expliquem o padrão observado.

Outro ponto que tende a receber mais atenção no futuro é o significado ecológico da autocorrelação das localizações. De modo geral, o esforço maior despendido na amostragem é focado na obtenção de dados estatisticamente independentes temporal e espacialmente, pela demonstração de que estimativas de área de vida são normalmente subestimadas se os dados apresentarem correlação entre si (Swihart e Slade, 1985; White e Garrott, 1990). Entretanto, alguns autores chamam atenção para o fato de que a estrutura de autocorrelação entre os pontos pode trazer informações biológicas relevantes sobre o uso do espaço (Cushman *et al.*, 2005; Fortin e Dale, 2005). A exclusão de localizações autocorrelacionadas pode descartar padrões do uso do espaço em escalas mais finas que podem estar contidos nos dados (Rooney *et al.*, 1998). A adequação do estudo do uso do espaço com medidas estatisticamente independentes para se estimar áreas de vida totais, só é ecologicamente relevante para animais que usam de forma aleatória um espaço fixo. No entanto, padrões de uso do espaço por parte de organismos que apresentam importantes variações sazonais ou na escala de uso de sua área de vida vão apresentar autocorrelação em suas localizações, que não devem ser menosprezadas (Cushman *et al.*, 2005).

Por essas razões, apesar de o estudo de área de vida e deslocamento animal ser uma parte básica e muito explorada da ecologia espacial dos mamíferos, importantes pontos ainda são discutidos, o que deve contribuir para o avanço contínuo dos métodos analíticos. Ainda que estas perguntas tenham suas raízes fincadas na História Natural dos organismos e as bases de algumas das técnicas e métodos aqui apresentados tenham o início de seu desenvolvimento há muitas décadas, a constante incorporação de tecnologia à obtenção dos dados básicos e o progressivo refinamento analítico tem permitido um avanço contínuo nos estudos sobre o uso do espaço e dos movimentos dos mamíferos, mantendo estas antigas perguntas ainda muito atuais. O acompanhamento dessas discussões é, portanto, uma atitude essencial ao ecólogo interessado no estudo da ecologia espacial de mamíferos.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa (PNDP institucional) de CRR; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de produtividade de JMF; e à Fundação de Apoio a Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF/PRONEX) pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS

- Ackerman BB, Leban FA, Samuel MD e Garton EO (1990) User's Manual for Program HOME RANGE. 2nd edition. Technical Report 15, Forestry, Wildlife and Range Experiment Station, University of Idaho, Moscow, Idaho, 80pp.
- Alho CJR e Souza MJ (1982) Home range and use of space in *Zygodontomys lasiurus* (Cricetidae, Rodentia) in the central Brazil. Ann Carnegie Mus 51:127-132.
- Auricchio P e Salomão G (2002) Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural, São Paulo, SP, 348pp.
- Belcher CA e Darrant JP (2004) Home range and spatial organization of the marsupial carnivore, *Dasyurus maculatus maculatus* (Marsupialia: Dasyuridae) in south-eastern Australia. J Zool 262:271-280.

- Bergallo HE e Magnusson WE (2004) Factors affecting the use of space by two rodent species in Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 68:121-132.
- Bergallo HG (1990) Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. *Cienc Cult* 42:1067-1072.
- Bernard E e Fenton MB (2003) Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35:262-277.
- Börger L, Franconi N, Michele G, Gantz A, Meschi F, Manica A, Lovari S e Coulson T (2006) Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *J Anim Ecol* 75:1393-1405.
- Brito D e Grelle CEV (2006) Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodivers Conserv* 15:4197-4210.
- Brothers N, Gales R, Hedd A e Robertson G (1998) Foraging movements of the shy albatross (*Diomedea cauta*) breeding in Australia: implications for interactions with long line fisheries. *Ibis* 140:446-457.
- Burt WH (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J Mammal* 24:346-352.
- Cáceres NC e Monteiro-Filho ELA (2001) Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 36:85-92.
- Cáceres NC e Monteiro-Filho ELA (2006) Uso do espaço por marsupiais: fatores influentes, comportamento e heterogeneidade espacial. In: Cáceres NC e Monteiro-Filho ELA (eds) *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução*. Editora UFMS, Campo Grande, MS, pp. 203-215.
- Cáceres NC, Graipel ME e Monteiro-Filho ELA (2010) Técnicas de observação e amostragem de marsupiais. In: Reis NR, Peracchi AL, Rossaneis BK e Fregonezi MN (eds) *Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros*, Technichal Books, Rio de Janeiro, RJ, pp 21-36.
- Clutton-Brock TH e Harvey PH (1977) Primate ecology and social organization. *J Zool (Lond)* 183:1-39.
- Crawshaw Jr. PG (1997) Recomendações para um modelo de pesquisa sobre felídeos neotropicais. In: Valladares-Padua CB, Bodmer RE e Cullen Jr. L (eds) *Manejo e conservação de vida Silvestre no Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá e CNPq/MCT, Tefé e Brasília, pp 70-94.
- Cunha AA e Vieira MV (2004) Two bodies cannot occupy the same place at the same time, or the importance of space in the ecological niche. *Bull Ecol Soc Am* 85:25-26.
- Cushman SA, Chase M e Griffin C (2005) Elephants in space and time. *Oikos* 109:331-341.
- Davis DE (1953) Analysis of home range from recapture data. *J Mammal* 34:352-358.
- Delciellos AC, Loretto D e Vieira MV (2006) Novos métodos no estudo da estratificação vertical de marsupiais neotropicais. *Oecologia Brasiliensis* 10:135-153.
- Dillon A e Kelly MJ (2008) Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *J Zool* 275:391-398.
- Dixon KR e Chapman JA (1980) Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61:1040-1044.
- Eisenberg JF (1981) *The mammalian radiations: an analysis of trends in evolution, adaptation and behavior*. University of Chicago Press, Chicago, 610pp.
- Ewer RF (1968) *The ethology of mammals*. London Logos Press, London, 418pp.
- Ewer RF (1973) *The carnivores*. Cornell University Press, Ithaca, NY, 504pp.
- Fernandez FAS (1995) Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. In: Peres-Neto PR, Valentin JL e Fernandez FAZ (eds) *Volume II: Tópicos em Tratamento de dados biológicos*. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, RJ, pp 1-26.
- Fortin M-J e Dale M (2005) *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 392pp.
- Fuller MR e Fuller TK (2012) Radio-telemetry equipment and applications for carnivores. In: Boitani L e Powell RA (eds) *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford, pp 152-168.
- Gentile R e Cerqueira R (1995) Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian Restinga. *J Trop Ecol* 11:671-677.
- Gottesman AB, Krausman PR, Morrison ML e Petryszyn Y (2004) Movements and home range of brush mice. *Southwest Nat* 49:289-294.
- Hansteen TL, Andreassen HP e Ims RA (1997) Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *J Wildl Manage* 61:280-290.
- Harestad AS e Bunnell FL (1979) Home range and body weight - a reevaluation. *Ecology* 60:389-402.
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Woollard T e Wray S (1990) Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 20:97-123.
- Harvey PH e Clutton-Brock TH (1981) Primate home range size and metabolic needs. *Behav Ecol Sociobiol* 8:151-155.
- Hayne DW (1949) Calculation of size of home range. *J Mammal* 30:1-18.
- Henderson LE e Broders HG (2008) Movements and resource selection of the northern long-eared Myotis (*Myotis septentrionalis*) in a forest-agriculture landscape. *J Mammal* 89:952-963.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C e Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv* 13:207-251.

- Horne JS e Garton EO (2006) Selecting the best home range model: an information-theoretic approach. *Ecology* 87:1146-1152.
- Jacob AA e Rudran R (2006) Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr L, Rudran R e Valladares-Pádua C (eds) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre, 2ª edição, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, pp 285-342.
- Jennrich RI e Turner FB (1969) Measurement of non-circular home range. *J Theor Biol* 22:227-237.
- Johnson DR, Nydegger NC e Smith GW (1987) Comparison of movement-based density estimates for Townsend ground squirrels in southwestern Idaho. *J Mammal* 68:689-691.
- Karanth KU e Nichols JD (1998) Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- Karanth KU (1995) Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biol Conserv* 71:333-338.
- Kenward RE e Hodder KH (1996) RANGES V: An Analysis system for biological location data. Institute of Terrestrial Ecology, Dorset, 66pp.
- Kucera TE e Barrett RH (2011) A history of camera trapping. In: O'Connell AF, Nichols JD e Karanth KU (eds) Camera traps in animal ecology: Methods and analyses. Springer. pp. 9-26.
- Lees AC e Peres CA (2009) Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118:280-290.
- Lindstedt SL, Miller BJ e Buskirk SW (1986) Home range, time and body size in mammals. *Ecology* 67:413-418.
- Lira PK, Fernandez FAZ, Carlos SAC e Curzio PL (2007) Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *J Trop Ecol* 23:427-535.
- Loretto D e Vieira MV (2005) The effects of reproductive and climatic seasons on movements in the black-eared opossum (*Didelphis aurita* wied-neuwied, 1826). *J Mammal* 86:287-293.
- MacDonald DW, Ball FG e Hough NG (1980) The evaluation of home range size and configuration using radio tracking data. In: Amlaner CJ e MacDonald DW (eds) A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking. Pergamon Press, Oxford, pp 405-424
- Macnab BK (1963) Bioenergetics and the determination of home range size. *Am Nat* 97:133-140.
- Magnusson WE, Francisco AL e Sanaiotti TM (1995) Home-range size and territoriality in *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *J Trop Ecol* 11:179-188.
- Medri IM e Mourão G (2005) Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *J Zool (Lond)* 266:365-375.
- Mendel SM e Vieira MV (2003) Movement distances and density estimation of small mammals using the spool-and-line technique. *Acta Theriol* 48:289-300.
- Miles MA (1976) A simple method of tracking mammals and locating Triatomine vectors of *Trypanosoma cruzi* in Amazonian forest. *Am J Trop Med Hyg* 25:671-674.
- Miles MA, Souza AA e Póvoa MM (1981) Mammal tracking and nest location in Brazilian forest with an improved spool-and-line device. *J Zool* 195:331-347.
- Miranda GHB (2004) Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Tese de doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasil.
- Moen R, Pastor J, Cohen Y e Schwartz CC (1996) Effects of moose and habitat use on GPS collar performance. *J Wildl Manage* 60:659-668.
- Moraes Jr, EA e Chiarello AG (2005) Sleeping sites of woolly mouse opossum *Micoureus demerarae* (Tomas) (Didelphimorfia, Didelphidae) in the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *Rev Bras Zool* 22:839-843.
- Nichols JD, Karanth KU e O'Connell AF (2011) Science, conservation, and camera traps. In: O'Connell AF, Nichols JD e Karanth KU (eds) Camera traps in animal ecology: Methods and analyses. Springer, pp 45-56.
- Noble Gk (1939) The role of dominance in the life of birds. *The Auk* 56:263-273.
- O'Brien TG (2004) Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: O'Connell AF, Nichols JD e Karanth KU (eds) Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer, pp 71-96.
- Otis DL, Burnham KP, White GC e Anderson DR (1978) Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl Monographs* 62:3-135.
- Perry G e Garland JT (2002) Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat, and phylogeny. *Ecology* 83:1870-1885.
- Pianka ER (1999) Evolutionary ecology. 6th edition. Addison-Wesley, Boston, MA, 512pp.
- Pires AS e Fernandez FAS (1999) Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *J Trop Ecol* 15:279-290.
- Powell RA e Proulx G (2003) Trapping and marking terrestrial mammals for research: integrating ethics, performance criteria, techniques, and common sense. *ILAR J* 44:259-269.

- Powell RA (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani L e Fuller TK (eds) Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, pp 65-110.
- Püttker T, Barros CS, Martins TK, Sommer S e Pardini R (2012) Suitability of distance metrics as indexes of home-range size in tropical rodent species. *J Mammal* 93:115-123.
- Prevedello JA, Mendonça AF e Vieira MV (2008) Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. *Oecol Bras* 12:610-625.
- Priotto J, Steinmann A e Polop J (2002) Factors affecting home range size and overlap in *Calomys venustus* (Muridae: Sigmodontinae) in Argentine agroecosystems. *Mammal Biol* 67:97-104.
- Ricklefs RE (1980) Ecology. Thomas Nelson and Sons Ltd. Edinburgh, UK.
- Rodgers AR (2001) Recent telemetry studies. In: Millspaugh, J. e Marzluff, J.M. Radio tracking and animals populations. Academic Press, San Diego, pp 82-123.
- Rooney S, Wolfe MA e Kayden TJ (1998) Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioral effects. *Mammal Rev* 28:89-98.
- Rovero F, Tobler M e Sanderson J (2010) Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: Eymann J, Degreef J, Häuser L, Monje JC, Samyn Y e Vanden Spiegel D (eds) Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring, Part 1. Abc Taxa, Bruxelas, pp 100-132.
- Samuel MD e Garton EO (1985) Home range: a weighted normal estimate and tests of underlying assumptions. *J Wildl Manage* 49:513-519.
- Schoener TW (1968) Sizes of feeding territories among birds. *Ecology* 49:123-141.
- Silver SC, Ostro LET, Marsh LK, Maffei L, Noss A J, Kelly MJ, Wallace RB, Gomes H e Ayala G (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:1-7.
- Slade NA e Russell LA (1998) Distances as indices to movements and home-range size from trapping records of small mammals. *J Mammal* 79:346-351.
- Slade NA e Swihart RK (1983) Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in Northeastern Kansas. *J Mammal* 64:580-590.
- Stapp P e Van Horne B (1997) Response of deer mice (*Peromyscus maniculatus*) to shrubs in shortgrass prairie: linking small-scale movements and the spatial distribution of individuals. *Funct Ecol* 11:644-651.
- Stickel LF (1954) A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. *J Mammal* 35:1-15.
- Swihart RK e Slade NA (1985) Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66:1176-1184.
- TEAM Network (2008) Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v.3.0. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity. Science, Conservation International, Arlington, 25pp.
- Tomas WM e Miranda GHB (2006) Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen Jr L, Rudran R, Valladares-Pádua C (eds) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre, 2ª edição. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, pp 243-267.
- Trolle M e Kéry M (2005) Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammal* 69:405-412.
- Turchin P (1991) Translating foraging movements in heterogeneous environments into the spatial distribution of foragers. *Ecology* 72:1253-1266.
- Van Horne B (1982) Effective Trapped Area for Live-Trap Grids. *J Mammal* 63:155-157.
- Vieira EM, Iob G, Briani DC e Palma ART (2005) Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necromys lasiurus* and *Oryzomys scottii*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-an-line device. *Mammal Biol* 70:359-365.
- Vieira MV e Loretto D (2004) Protocolo para Estudo de Movimentos Animais com Carretel de Rastreamento: documento de circulação interna do LabVert UFRJ. Rio de Janeiro, 3pp.
- Weckel M, Giuliano W e Silver S (2006) Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *J Zool* 270:25– 30.
- White GC e Garrott RA (1990) Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, 383pp.
- Wilson KR e Anderson DR (1985) Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *J Mammal* 66:13-21.
- Withey JC, Bloxton TD e Marzluff JM (2001) Effects of tagging and location error in wildlife telemetry studies. In: Millspaugh J e Marzluff JM. Radio tracking and animals populations. Academic Press, San Diego, pp 45-77.
- Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164-168.

**VARIAÇÃO OU ERRO NA MORFOMETRIA DOS MAMÍFEROS?**

**MEDIDAS CORPORAIS EXTERNAS, CRANIANAS**

**E O EMPREGO DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO**

**EM ANÁLISES ESTATÍSTICAS EXPLORATÓRIAS**

*Mario de Vivo*  
*Ana Paula Carmignotto*

Entre as informações mais básicas da biologia de qualquer espécie de mamífero estão aquelas relacionadas ao tamanho. As dimensões externas, principalmente as que foram consagradas pela tradição mastozoológica como o comprimento total, ou alternativamente, o comprimento da cabeça mais o do corpo, o comprimento da cauda e do “pé”, e o tamanho da orelha, são normalmente colhidas no trabalho de campo, idealmente logo após o espécime ter sido sacrificado. As amostras depositadas nos museus possuem esses dados registrados nas etiquetas dos espécimes e, portanto, juntamente com as informações sobre proveniência e algumas outras relacionadas ao episódio da coleta (data, nome do coletor, número de campo, etc.), numerosos dados estão automaticamente disponíveis aos pesquisadores, bastando sua anotação. Entretanto, a despeito de sua disponibilidade, os dados de morfometria externa são fornecidos apenas em tabelas descritivas, e raramente são analisados estatisticamente de forma mais aprofundada nas publicações. No máximo se estima que as medidas de morfologia externa possam servir para que se tenha uma noção aproximada das dimensões da espécie (v. Bonvicino *et al.*, 2008).

De fato, ao longo dos séculos em que os mamíferos têm sido coletados, preparados e depositados nas coleções, não se desenvolveu um padrão para a obtenção dessas medidas; nem mesmo existe um consenso a respeito de quais medidas devem ser tomadas para as diversas morfologias corporais dos diferentes grupos taxonômicos. As medidas externas mais comuns são tomadas dos mais variados modos, por exemplo, incluindo ou não as garras das patas, ou os tufo de pelos na extremidade das caudas e muitas outras inconsistências, incluindo práticas de escolas de mastozologia dos diferentes países (Moojen, 1943; Cerqueira, 2007).

Apesar de não parecer haver solução para a falta de padronização, pensamos que é necessária uma avaliação da real extensão do erro embutido nessas medidas e nos propomos aqui a verificar se existe um meio de diminuir seu impacto sobre as descrições e comparações taxonômicas que são passíveis de serem feitas a partir desse tipo de dados. Para tal realizamos uma comparação entre valores obtidos para cinco diferentes espécies de mamíferos brasileiros, um marsupial, dois primatas e dois esquilos - todas revisadas taxonomicamente por nós - e comparamos os coeficientes de variação das diversas medidas corporais externas com um grupo selecionado de medidas cranianas.

## MATERIAL E MÉTODOS

Escolhemos alguns táxons estudados por nós no contexto de pesquisa taxonômica, cujas medidas externas são comparadas a algumas medidas cranianas básicas que os pesquisadores tomam diretamente a partir dos crânios nas coleções. Como as medidas cranianas são tomadas pelo próprio pesquisador, presumimos que represente mais acuradamente a real variação fenotípica da amostra.

Escolhemos os seguintes táxons para este estudo: *Thylamys karimii* (Didelphidae, Didelphimorphia), *Callicebus moloch* (Pitheciidae, Primates), *Mico argentatus* (Cebidae, Primates) *Guerlinguetus aestuans* e *G. brasiliensis* (Sciuridae, Rodentia). Esses mamíferos são de porte pequeno a médio, e representam uma boa amostragem da gama de tamanho dos mamíferos sul-americanos. Além disso, as espécies em questão foram estudadas pessoalmente por nós, e os espécimes nelas incluídos representam nosso melhor julgamento sobre a realidade dessas espécies, ou seja, o impacto da diversidade de práticas taxonômicas é menor. Outro critério foi o de termos, pessoalmente, aferido as medidas cranianas e constatado que nenhuma delas apresenta dimorfismo sexual significativo nas suas dimensões, o que permite que agrupemos os sexos para as análises.

Todas as medidas são de animais adultos. As medidas corporais são: 1) comprimento total (CTO), 2) comprimento da cabeça e corpo (C+C, tomada alternativamente à primeira), 3) comprimento da cauda (CAU), 4) tamanho da orelha (ORE) e 5) comprimento do pé (PAT). As medidas não são definidas aqui dado que seus valores foram obtidos a partir das etiquetas e rótulos de espécimes depositados em coleções científicas, e portanto o exato modo pelo qual foram obtidas é, em geral, incognoscível. Dados de massa corporal para as espécies de esquilos, *Guerlinguetus brasiliensis* e *G. aestuans* foram analisados de modo semelhante às demais medidas. Utilizamos as seguintes medidas cranianas: 1) comprimento do crânio (CCR); 2) largura através dos arcos zigomáticos (LZG), 3) comprimento da série dentária posterior (SDE, todos os dentes posteriormente aos caninos) e 4) comprimento da mandíbula (MAN).

Empregamos técnicas estatísticas descritivas básicas e o Coeficiente de Variação (CV), como definido em Simpson, Roe e Lewontin (2003), ou seja  $CV = (100 \times \text{desvio padrão}) / \text{média}$ .

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### *Comparação entre medidas corporais externas e cranianas*

A Tabela 1 mostra as estatísticas descritivas para as medidas externas e cranianas. O primeiro aspecto a ser destacado é que as medianas são muito próximas das médias e, em todos os casos, dentro do valor da média mais ou menos o desvio padrão. Isso indica que a distribuição dos dados se aproxima da normalidade estatística. O mais interessante, entretanto, é que os valores máximos e mínimos para todas as variáveis apresentam considerável extensão. Os maiores valores estão entre 10 e até 100% maiores que os menores valores (Tabela 1 e Figura 1). A diferença entre o maior e o menor



valor para cada variável, em todas as espécies estudadas, é bem mais elevado, entretanto, quando consideramos as medidas externas relativamente às cranianas. As medidas externas apresentam maior proporção de variação, em torno de 27 a 100%; comparativamente, as medidas cranianas se distanciaram em torno de 10 a 35% (Figura 1). O exame da Tabela 2 reforça a noção de que os valores das medidas corporais externas são bem mais variáveis que os das medidas cranianas: os coeficientes de variação são consistentemente mais elevados.

**Tabela 1.** Medidas corporais externas e cranianas de táxons selecionados.

| Táxon                             | Medida | n   | min   | max   | x      | s     | med   |
|-----------------------------------|--------|-----|-------|-------|--------|-------|-------|
| <i>Thylamys karimii</i>           | C+C    | 26  | 78    | 128   | 103,3  | 13,4  | 104,5 |
|                                   | CAU    | 26  | 71    | 106   | 80,6   | 7,5   | 79    |
|                                   | ORE    | 24  | 17    | 25    | 20,6   | 1,8   | 21    |
|                                   | PAT    | 26  | 8     | 13    | 11,2   | 1,2   | 11    |
|                                   | CCR    | 34  | 26,08 | 31,87 | 28,911 | 1,411 | 28,75 |
|                                   | LZG    | 34  | 14,28 | 18,27 | 16,058 | 0,972 | 15,88 |
|                                   | SDE    | 35  | 5,06  | 5,86  | 5,401  | 0,209 | 5,38  |
|                                   | MAN    | 35  | 17,68 | 22,90 | 20,425 | 1,086 | 20,35 |
| <i>Callicebus moloch</i>          | CTO    | 47  | 602   | 880   | 774,3  | 44,9  | 773   |
|                                   | C+C    | 11  | 275   | 350   | 316,1  | 22,2  | 310   |
|                                   | CAU    | 56  | 340   | 556   | 430,8  | 43,9  | 434   |
|                                   | ORE    | 19  | 20    | 38    | 31,3   | 4,8   | 30    |
|                                   | PAT    | 49  | 75    | 100   | 91,6   | 5,4   | 92    |
|                                   | CCR    | 102 | 54,2  | 65,2  | 61,82  | 1,66  | 62,1  |
|                                   | LZG    | 94  | 35,7  | 43,2  | 40,03  | 1,29  | 40,1  |
|                                   | SDE    | 96  | 15,0  | 19,1  | 16,33  | 0,60  | 16,3  |
| <i>Mico argentatus</i>            | MAN    | 98  | 35,3  | 43,5  | 38,86  | 1,65  | 38,9  |
|                                   | CTO    | 55  | 450   | 612   | 542,8  | 28,1  | 543   |
|                                   | C+C    | 18  | 200   | 285   | 215,6  | 22,3  | 210   |
|                                   | CAU    | 73  | 200   | 380   | 315,6  | 32,2  | 320   |
|                                   | ORE    | 29  | 19    | 35    | 28,1   | 3,0   | 28    |
|                                   | PAT    | 67  | 50    | 72    | 61,9   | 4,3   | 61    |
|                                   | CCR    | 88  | 43,5  | 47,9  | 45,72  | 0,96  | 45,8  |
|                                   | LZG    | 73  | 27    | 33,5  | 30,37  | 1,10  | 30,2  |
| <i>Guerlinguetus brasiliensis</i> | SDE    | 70  | 9,5   | 10,6  | 10,11  | 0,25  | 10,1  |
|                                   | MAN    | 81  | 26,8  | 30,4  | 28,49  | 0,80  | 28,3  |
|                                   | C+C    | 175 | 147   | 210   | 179,9  | 11,7  | 180   |
|                                   | CAU    | 171 | 141   | 240   | 182,5  | 13,7  | 181   |
|                                   | ORE    | 143 | 15    | 26    | 22,0   | 1,9   | 22    |
|                                   | PAT    | 177 | 36    | 55    | 45,7   | 3,5   | 45    |
|                                   | CCR    | 171 | 42,6  | 52,8  | 47,57  | 2,03  | 47,9  |
|                                   | LZG    | 177 | 25,3  | 31    | 27,80  | 1,07  | 27,9  |
| <i>Guerlinguetus aestuans</i>     | SDE    | 204 | 6,7   | 8,3   | 7,57   | 0,37  | 7,6   |
|                                   | MAN    | 208 | 20,9  | 27,9  | 24,72  | 1,31  | 24,8  |
|                                   | C+C    | 235 | 145   | 220   | 175,7  | 12,8  | 175   |
|                                   | CAU    | 205 | 140   | 240   | 177,3  | 14,9  | 175   |
|                                   | ORE    | 83  | 15    | 27    | 21,6   | 2,1   | 22    |
|                                   | PAT    | 245 | 30    | 60    | 46,6   | 3,9   | 47    |
|                                   | CCR    | 218 | 42,4  | 51,0  | 45,80  | 1,52  | 45,8  |
|                                   | LZG    | 206 | 24,7  | 30,6  | 27,13  | 1,06  | 27,1  |
| <i>Guerlinguetus aestuans</i>     | SDE    | 271 | 6,6   | 8,4   | 7,31   | 0,30  | 7,3   |
|                                   | MAN    | 250 | 20,1  | 27,2  | 24,02  | 1,11  | 24,1  |

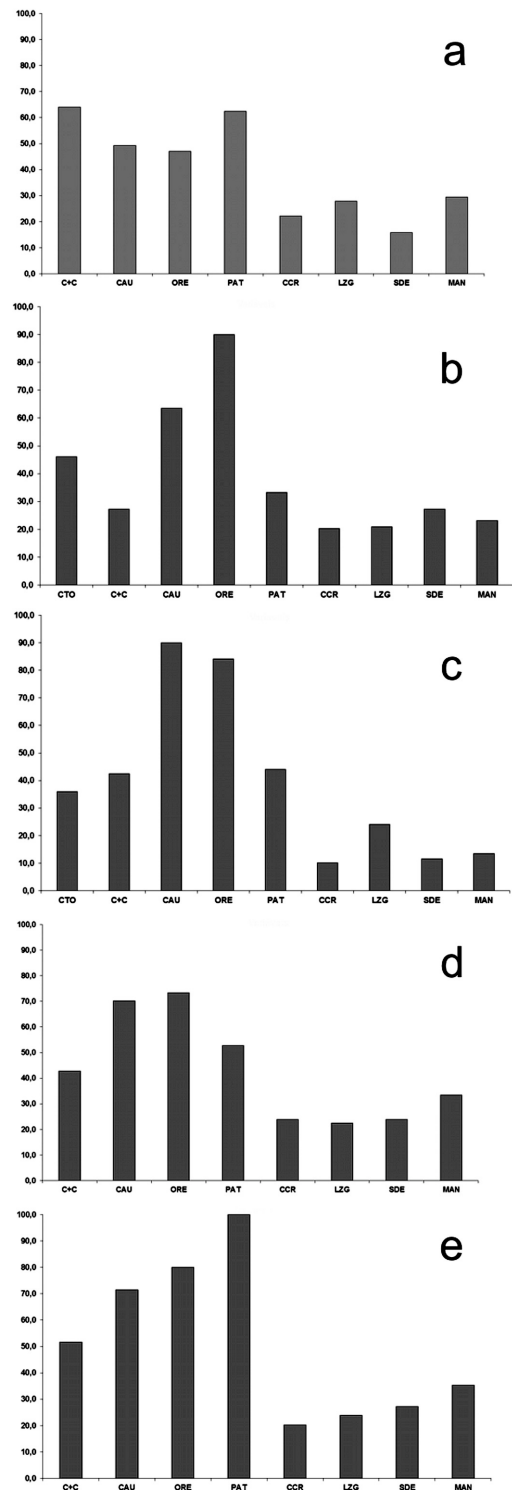
Siglas (ordem de aparição): C+C = comprimento da cabeça mais corpo (excluída a cauda); CTO = Comprimento total (incluindo a cauda); CAU = comprimento da cauda; ORE = “tamanho” da orelha; PAT = comprimento do pé ou pata posterior; CCR = comprimento do crânio; LZG = largura através dos arcos zigomáticos; SDE = série dentária (comprimento médio-distal da denteição pós-canino); MAN = comprimento da mandíbula. As estatísticas apresentadas, por táxon, são “n” = número de exemplares examinados; “min” = valor mínimo da medida; “max” = valor máximo da medida; “x” = média aritmética; “s” = desvio padrão da amostra; “med” = mediana da amostra. Todas as medidas (exceto “n”) em milímetros.

Esses padrões observados independem do tamanho da amostra, já que os dados se comportaram de maneira semelhante em amostras menores (*Thylamys karimii*), e naquelas representadas por um grande número de indivíduos analisados como em *Guerlinguetus aestuans* e *G. brasiliensis*.

Os valores obtidos de CV para as medidas externas são suficientemente elevados para que, se não se suspeitasse de erro, fosse possível pensar-se que mais de um táxon teria sido agrupado numa mesma amostra, ou então que existisse um forte dimorfismo sexual. Como, no caso dos táxons escolhidos para este trabalho a premissa básica é de que todos os espécimes atribuídos a uma determinada espécie pertencem, de fato, a essa espécie, e, além disso, que essas espécies não possuem dimorfismo sexual, tendo sido analisados somente indivíduos adultos, existem apenas duas possibilidades para explicar a diferença nos valores dos CVs: ou as medidas externas refletem a realidade da variação de tamanho das espécies, e assim o tamanho do crânio seria uma medida muito menos variável relativamente ao tamanho do corpo como um todo *na natureza*, ou então – como acreditamos ser o caso – o erro das medidas corporais externas é bem maior. De fato, para que a variação encontrada nos valores das medidas externas pudesse ser um reflexo acurado da realidade, deveríamos encontrar animais com grande desproporção no tamanho relativo da cabeça, pois essa é um reflexo direto do tamanho do crânio, e o tamanho do crânio varia bem menos.

Assim, as medidas externas obtidas nas coleções mastozoológicas contém uma quantidade considerável de erros que tornam problemático o seu uso em análises estatísticas refinadas. Não se trata de variação real nas medidas, mas de erros acumulados ao longo do tempo. Esses erros provêm de três fontes distintas: 1) a falta de padronização nas medidas entre as práticas de diferentes “escolas” mastozoológicas e mesmo coletores diferentes (inclusão ou não das garras nas medidas dos pés, inclusão ou não de tufos de pelos caudais na medida do comprimento da cauda, modo de se medir a orelha, modo de posicionar o animal para a medida do comprimento da cabeça e corpo e da cauda, e assim por diante); 2) o fato de que, nas coleções, não é comum encontrar as medidas externas claramente discriminadas, mas apenas uma série de números anotados, frequentemente, no verso das etiquetas, e isso pode levar o pesquisador, por exemplo, a anotar como “comprimento da cabeça e corpo” a medida que, na realidade é um comprimento total, ou comprimento da cauda; 3) como as medidas corporais externas são anotadas no campo, elas são transcritas por pessoas diferentes uma ou mais vezes (por exemplo, para um caderno de campo e daí para a etiqueta e livro de tombo), e à cada transcrição existe a possibilidade de que um erro seja introduzido.

Dado o que se discutiu acima, parece evidente que as medidas corporais externas continuarão a não ser utilizadas em análises estatísticas exceto como um conjunto de valores descritivos das principais dimensões de indivíduos da espécie. Entretanto, nosso estudo demonstra que o uso dos valores mínimo e máximo nessas descrições deveria ser abandonado, pois são nesses extremos que os erros são mais insidiosos e aberrantes. Recomendamos enfaticamente que as medidas externas de espécies sejam fornecidas como médias e desvio padrão, possivelmente com inclusão da mediana e do número de exemplares de onde esses valores foram obtidos. Essa prática permite que se saiba qual o tamanho das diversas partes corporais estudadas (média) e uma avaliação de quanto os dados estão dispersos ao redor da média (desvio-padrão), bem como se a distribuição apresenta curtose significativa ou não (mediana dentro do limite da média mais ou menos o desvio-padrão). O “n” é essencial para que os leitores tenham uma noção da representatividade das amostras utilizadas.



**Figura 1.** Comparação entre os valores máximo e mínimo de cada uma das variáveis para as cinco espécies: (a) = *Thylamys karimii*; (b) = *Callicebus moloch*; (c) = *Mico argentatus*; (d) = *Guerlinguetus brasiliensis*; (e) = *Guerlinguetus aestuans*. As variáveis de medidas corporais externas são CTO, C+C, CAU, ORE, e PAT; as variáveis referentes às medidas cranianas são as quatro últimas em cada gráfico, CCR, LGZ, SDE e MAN. O eixo Y do gráfico mostra a porcentagem de quanto maior é o valor máximo da amostra em relação ao valor mínimo. Notar que as medidas externas são consistentemente mais discrepantes que as medidas cranianas para todas as espécies.

**Tabela 2.** Coeficientes de Variação (CV) das medidas corporais externas e cranianas de táxons selecionados.

| Táxon                             | CTO  | C+C   | CAU   | ORE   | PAT   | CCR  | LZG  | SDE  | MAN  |
|-----------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|
| <i>Thylamys karimii</i>           | -    | 13,00 | 9,27  | 8,99  | 10,60 | 4,88 | 6,06 | 3,87 | 5,32 |
| <i>Callicebus moloch</i>          | 5,80 | 7,02  | 10,18 | 15,28 | 5,93  | 2,68 | 3,22 | 3,64 | 4,25 |
| <i>Mico argentatus</i>            | 5,18 | 10,36 | 10,21 | 10,52 | 6,92  | 2,09 | 3,62 | 2,52 | 2,79 |
| <i>Guerlinguetus brasiliensis</i> | -    | 6,48  | 7,53  | 8,85  | 7,71  | 4,29 | 3,86 | 4,87 | 5,29 |
| <i>Guerlinguetus aestuans</i>     | -    | 7,29  | 8,43  | 9,93  | 8,44  | 3,32 | 3,91 | 4,14 | 4,64 |

Siglas (ordem de aparição): C+C = comprimento da cabeça mais corpo (excluída a cauda); CTO = Comprimento total (incluindo a cauda); CAU = comprimento da cauda; ORE = “tamanho” da orelha; PAT = comprimento do pé ou pata posterior; CCR = comprimento do crânio; LZG = largura através dos arcos zigomáticos; SDE = série dentária (comprimento méso-distal da dentição pós-canino); MAN = comprimento da mandíbula.

A Tabela 3 mostra os resultados da análise da massa corporal em duas espécies de esquilos, *Guerlinguetus brasiliensis* e *G. aestuans*. Nos dois casos os valores de CV foram bastante elevados, demonstrando o mesmo padrão obtido para as medidas externas. Entretanto, no caso da massa corporal, é possível que o erro de medida seja bem menor, e que os altos valores de CV possam ser um reflexo da variação natural desse parâmetro, uma vez que os animais podem ganhar ou perder massa dependendo de condições sazonais de oferta de recursos alimentares, ou até mesmo dependendo do momento do dia quando os animais foram capturados - se antes ou depois de terem se alimentado. Finalmente não se pode esquecer de que fêmeas grávidas podem estar presentes na amostra e incrementar ainda mais a variabilidade.

No caso das medidas cranianas, os valores consistentemente mais baixos do Coeficiente de Variação indicam que a apresentação dos valores máximos e mínimos para cada variável é uma forma útil de se resumir os dados, e deve fazer parte das descrições e tabelas comparativas de dados juntamente com outras estatísticas descritivas comuns.

**Tabela 3.** Estatísticas descritivas de massa corporal para duas espécies de Sciuridae. Valores em gramas (exceto “n” e o coeficiente de variação).

|                         | <i>Guerlinguetus brasiliensis</i> | <i>G. aestuans</i> |
|-------------------------|-----------------------------------|--------------------|
| n                       | 33                                | 28                 |
| mínimo                  | 136,5                             | 124                |
| máximo                  | 245                               | 250                |
| média                   | 193,44                            | 173,88             |
| desvio-padrão           | 28,63                             | 27,99              |
| mediana                 | 200                               | 174,5              |
| coeficiente de variação | 14,8                              | 16,1               |

#### Comparações de valores de Coeficiente de Variação entre as espécies

Não pretendemos aqui estabelecer regras sobre como está estruturada a variação morfológica entre diferentes espécies de mamíferos a partir do estudo das cinco espécies que escolhemos, pois a amostragem é claramente insuficiente, e existem muitos fatores que podem contribuir para a existência de valores altos e baixos de CV, desde os não biológicos, como a qualidade da amostra, até os derivados intrinsecamente da biologia das espécies, incluindo-se aí as densidades populacionais, a existência ou não de pressões seletivas, e a própria história evolutiva - por exemplo, no caso da espécie ter passado por um evento de diminuição de níveis populacionais (“bottleneck”). Mas vale a pena olhar os dados da Tabela 2 comparativamente para avaliarmos que informações podem ser obtidas a partir dessa amostra pequena de táxons.

Considerando-se somente as medidas cranianas, os dois primatas possuem os menores valores de CV para medidas cranianas. Uma primeira distinção entre as duas espécies de primatas e as outras três espécies é que o tamanho das distribuições geográficas de ambas as espécies é menor que o das demais. Tanto *Callicebus moloch* quanto *Mico argentatus* ocorrem entre os rios Tapajós e Tocantins, no Estado do Pará. O marsupial *Thylamys karimii* ocorre em uma área que abrange a Caatinga e o Cerrado do Brasil Central; o esquilo *Guerlinguetus aestuans* ocorre desde as Guianas até a Venezuela e leste da Colômbia e Peru, e daí por toda a Amazônia brasileira até o rio Tapajós; já *G. brasiliensis* é uma espécie que ocorre desde o estado do Pará, do rio Xingú para leste, e daí até o nordeste brasileiro, incluindo áreas méxicas dentro da Caatinga, e por toda a Floresta Atlântica, do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul e na província de Misiones, na

Argentina. Essas distribuições não só são consistentemente maiores que as dos primatas como, com frequência, incluem mais variação de hábitas e inclusive, em alguns casos, de biomas.

O que parece possível de se inferir desses fatos, é que os valores mais elevados de CV para as espécies de distribuições mais amplas pode estar relacionado à presença de diferenciação geográfica dentro de cada uma das espécies; nesse caso as espécies de menor distribuição apresentariam menor variação geográfica relativamente às espécies de maior distribuição.

#### *O papel do Coeficiente de Variação no estudo da taxonomia de mamíferos*

O Coeficiente de Variação mostrou-se muito útil para demonstrar que um conjunto de medidas é mais variável que outro conjunto, e seu uso pode ser estendido para várias outras facetas do trabalho taxonômico, principalmente como ferramenta exploratória. Acreditamos que o cálculo do CV de medidas cranianas pode ser muito útil nos seguintes momentos da análise estatística:

- 1) como estatística exploratória para verificações rápidas de dimorfismo sexual forte ou então de heterogeneidade de classes etárias ou mesmo verificar a presença de erros na compilação dos dados;
- 2) quando é necessário agrupar amostras provenientes de várias localidades de coleta para comparar com outros conjuntos de amostras o ideal é que estivéssemos certos de que não estamos agrupando exemplares pertencentes a táxons distintos, ou mesmo que se mostrassem geograficamente muito distintos. Nesse caso corremos o risco de juntar as amostras heterogêneas e fazer comparações entre falsas entidades biológicas. O CV pode ser usado para sabermos se estamos agrupando animais morfometricamente muito distintos ao calcularmos sucessivamente os novos valores de CV para cada amostra que juntamos; se os valores começarem a ficar elevados devemos evitar o agrupamento da última amostra;
- 3) quando temos já uma hipótese sobre as espécies que reconhecemos como válidas, o CV, feito para cada uma das medidas cranianas de todos os espécimes considerados conjuntamente pode indicar, no caso de surgirem valores elevados, que mais de um táxon pode estar envolvido. Claro, isso não é decisivo, pois valores elevados podem indicar um táxon com forte variação clinal; ao mesmo tempo valores baixos de CV não necessariamente indicam que nossa decisão sobre que amostras pertencem a uma determinada espécie seja correta - basta que as espécies "reais" não variem significativamente em termos de morfometria mas sim em características qualitativas, por exemplo.

O problema no uso do CV é que não existem valores críticos, acima ou abaixo dos quais decisões possam ser tomadas. Simpson *et al.* (2003) argumentam que valores abaixo de 5,0 indicam a homogeneidade das amostras, enquanto o contrário indica heterogeneidade. Entretanto, esses mesmos autores admitem que se trata apenas de uma opinião, uma vez que não é possível classificar a variação morfológica de forma categórica em termos de quanta variação está relacionada a quaisquer processos biológicos. Nós acreditamos que os valores de CV de diferentes medidas e diferentes amostras possuem valor comparativo: quando valores consistentemente mais baixos de determinadas amostras são contrastados a valores altos de outras amostras é que detectamos a possibilidade das últimas não serem homogêneas. Assim, decisões a partir do uso do Coeficiente de Variação serão sempre contextuais. No caso deste estudo, o CV foi útil para demonstrar que a quantidade de variação das medidas corporais externas é consistentemente maior que as cranianas para as mesmas amostras, e assim foi possível determinar a existência de erros nas medidas externas. Esse será sempre o caso de comparações intra-específicas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos aos organizadores o convite para participarmos deste volume; os dados aqui apresentados são provenientes de muitas coleções zoológicas no Brasil e no exterior, - como o contexto não permite, não citaremos as coleções visitadas - mas somos gratos aos diversos curadores pela permissão de examinar o material sob seus cuidados.

## **REFERÊNCIAS**

- Bonvicino, CR, Oliveira JA de, e D'Andrea PS (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.
- Cerqueira, R (2007) Descrição externa dos mamíferos. 2. Medidas externas do corpo. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 50: 2-8.
- Moojen, (1943) *Captura e Preparação de Pequenos Mamíferos para Coleções de Estudo*. Imprensa Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.
- Simpson, GG, Roe A e Lewontin RC (2003) *Quantitative Zoology*. Edição revisada, Dover Publ., Mineola, N.Y.

**A COMPOSIÇÃO DA DIETA DOS MARSUPIAIS  
DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA, RJ**

*Daniel Santana Lorenzo Raíces  
Helena de Godoy Bergallo*

Estudos sobre a dieta de mamíferos são necessários para o entendimento das relações de coexistência, nicho, processos competitivos, predação, reprodução e das influências que estes animais exercem sobre os ecossistemas naturais. Por outro lado a distribuição dos recursos no ambiente afeta a abundância de seus consumidores (Galetti *et al.*, 2003). Os mamíferos podem apresentar ampla variedade alimentar e suas dietas podem variar com a idade, o estado reprodutivo e a estação do ano (Cordero & Nicolas, 1987; Yates *et al.*, 1994; Passos, 1999; Mello *et al.*, 2004; Lima & Reis, 2004; Rocha *et al.*, 2004b, Raíces & Bergallo, 2010).

Entre os mamíferos, os de pequeno porte perfazem a maioria das comunidades em todas as regiões tropicais do mundo, destacando-se os morcegos, os roedores e os marsupiais (Pough *et al.*, 1999). Schieck & Millar (1985) classificaram as espécies de pequenos mamíferos de acordo com sua dieta, em quatro categorias: carnívoros, herbívoros, granívoros e onívoros. Contudo, com mais estudos foi-se percebendo que essa classificação era muito grosseira, uma vez que a maioria das espécies se encaixava em mais de um tipo de categoria. Assim, Robinson & Redford (1986) utilizaram a junção de duas categorias para tentar descrever a real dieta das espécies, como por exemplo: “herbívoro-granívoro” ou “insetívoro-onívoro”. Mesmo assim, a utilização destes termos tem agrupado muitas espécies de dietas diferentes em uma mesma categoria (Santori & Astúa de Moraes, 2006).

Os marsupiais neotropicais são geralmente reconhecidos como pequenos mamíferos onívoros. Entretanto, estudos recentes evidenciam que alguns marsupiais podem apresentar dietas divergentes da onivoria, como uma dieta mais frugívora para *Caluromys*, mais carnívora para *Lutreolina* ou mais insetívora para *Monodelphis* e *Metachirus* (Pine *et al.*, 1985; Leite *et al.*, 1994; Santori *et al.*, 1995 a, b; Ástua de Moraes, 1998; Carvalho *et al.*, 1999). Porém, considerando as aproximadamente 100 espécies de marsupiais conhecidas da Família Didelphidae (Voss & Jansa, 2009; Rossi & Bianconi, 2011) e os diferentes habitats em que estas espécies ocorrem, não há atualmente informações suficientes para caracterizar suas dietas em várias regiões neotropicais (Lessa & Geise, 2010).

Estudos desenvolvidos na restinga de Barra de Maricá, a partir do conteúdo de amostras fecais dos três marsupiais mais comuns na área, *Didelphis aurita*, *Philander frenatus* e *Metachirus nudicaudatus* (Santori *et al.*, 1995a; Freitas *et al.*, 1997; Santori *et al.*, 1997), mostraram que com exceção dos invertebrados, os outros itens variaram muito entre as espécies. Além destes estudos, não há informações sobre a dieta de marsupiais em ambientes de restinga, mesmo sendo este um habitat que ocorre quase que ao longo de toda a costa brasileira com acentuadas diferenças em sua fisionomia, estrutura e composição florística (Lacerda *et al.*, 1984; Pereira & Araújo, 2000; Rocha *et al.*, 2004a).

Este estudo teve como objetivo estudar a dieta de quatro espécies de marsupiais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ). Para *Micoureus paraguayanus*, a espécie mais abundante, relacionamos a dieta com a disponibilidade de frutos e artrópodes, verificando se ocorrem diferenças na dieta entre jovens e adultos e entre machos e fêmeas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, criado em 1998, localizado no litoral norte fluminense, Estado do Rio de Janeiro. O parque é formado por uma planície arenosa costeira, abrangendo os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, com uma área total de 144,5 km<sup>2</sup>. Com uma extensão de linha de costa de, aproximadamente, 44 Km e largura variando entre 2 a 4 Km. O parque representa a maior área de restinga do Estado do Rio de Janeiro.

A região é dominada por uma grande lagoa de água doce (Lagoa Feia) e por uma planície arenosa quaternária (Araújo *et al.*, 1998). A distribuição das chuvas na área é sazonal, com mínima mensal no inverno (41 mm) e máxima no verão (189 mm) (Henriques *et al.*, 1986). A temperatura média anual é de 22,6°C, com máxima em janeiro (29,7°C) e mínima em julho (20,0°C) (Henriques *et al.*, 1986).

Araújo *et al.* (1998) caracterizaram 10 comunidades vegetais no parque, cuja ocorrência está associada à variações topográficas, distância do oceano e alterações na profundidade do lençol freático. Cinco destas áreas estão incluídas no presente estudo, sendo elas:

Arbustiva fechada de pós-praia: vegetação densa e lenhosa de difícil penetração que cobre a crista do cordão arenoso externo, podendo alcançar 2 m de altura.

Arbustiva aberta de *Clusia*: é constituída por moitas densas, de tamanhos variados (<1 m<sup>2</sup> até >1000 m<sup>2</sup>) (Bergallo *et al.*, 2005), contendo em sua maioria indivíduos de *Clusia hilariana* (Clusiaceae) intercaladas por corredores de areia, onde a cobertura vegetal é esparsa.

Arbustiva aberta de Ericaceae: apresenta moitas de vários tamanhos e formas irregulares separadas entre si por corredores de vegetação herbácea. As áreas de vegetação mais fechada são dominadas por *Bonnetia stricta* (Theaceae). Durante a estação chuvosa, a água pode se acumular nas depressões.

Mata periodicamente inundada: ocorre nas depressões entre cordões arenosos, estando sujeita ao afloramento do lençol freático na estação chuvosa. Há um grande acúmulo de serrapilheira. A mata apresenta dossel com cerca de 20 m de altura. A vegetação do interior da mata é pouco densa, com espécies herbáceas no chão da mata.

Herbácea brejosa: ocorre com frequência nas depressões intercaladas às cristas de praia e nas extremidades dos braços de lagoas. As camadas superficiais do solo podem estar secas ou totalmente encharcadas. Onde o solo é mais seco a vegetação é predominantemente herbácea.

#### *Captura e observação dos mamíferos*

Durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2001 e de 2002, em cinco diferentes formações vegetais da restinga (arbustiva fechada de pós-praia, arbustiva aberta de *Clusia*, arbustiva aberta de ericácea, herbácea brejosa e mata periodicamente inundada) foram estabelecidos 13 transectos longitudinais paralelos, distantes 40 m entre si.

O número de transectos em cada área e o número de pontos dentro de cada transecto foi determinado com base no tamanho da área. Nas áreas Arbustiva aberta de *Clusia* e Arbustiva aberta de ericácea foram feitos três transectos com 40 pontos de armadilhamento cada. Em uma mancha de mata foram estabelecidos dois transectos com 40 pontos e em outra mata, um transecto com 20 pontos de armadilhamento. Num dos brejos que ficava na proximidade da mata menor, as armadilhas foram colocadas distantes 20 m entre si. Na outra área brejosa, foi estabelecido um transecto com 40 pontos. Alguns pontos que estavam situados no ecótono, como entre brejo e Arbustiva aberta de *Clusia*, entre mata e Arbustiva aberta de *Clusia* e entre brejo e mata, foram considerados como pertencentes à área de transição.

Nas matas, além das armadilhas no solo foram colocadas mais 30 armadilhas nas árvores, 20 em um transecto na mata maior e 10 na mata menor. Metade das armadilhas das árvores foi colocada diretamente em galhos que ficavam paralelos ao solo e presos com o auxílio de extensores, em alturas que variavam entre 1,5 e 2,5 m. A outra metade das armadilhas de árvore, foi colocada no dossel, com auxílio de cordas de nylon, extensores e plataformas. A altura destas armadilhas variou entre 3,5 e 12 m, de acordo com o dossel.

As armadilhas colocadas no chão foram abertas durante seis noites consecutivas a cada três meses, sendo que, após três noites, as mesmas eram deslocadas 20 m nos transectos com 40 pontos. As armadilhas colocadas nas árvores permaneceram abertas durante cinco noites consecutivas, no mesmo ponto, sendo armadas no segundo dia de coleta e permanecendo abertas até o sexto dia de cada campanha. As armadilhas permaneceram abertas durante toda a noite e eram checadas a cada manhã. O esforço total nestes dois anos de estudo foi de 12.720 armadilhas/noite.

Em março, agosto e novembro de 2003 e em fevereiro de 2005 foram realizadas coletas em oito matas periodicamente inundadas, localizadas nas proximidades das lagoas Amarra Boi, Garça, Vesgueiro e Comprida respectivamente. Foram abertas nestas áreas transectos longitudinais, paralelos à costa, com 400 m de extensão. As armadilhas do chão foram colocadas em pontos distantes 20 m entre si, as das árvores foram colocadas 40 m entre si, em alturas que variaram entre 1,5 e 12 m. Todas as armadilhas permaneceram abertas durante três noites consecutivas, com esforço total nestes dois anos, de 720 armadilhas/noite.

As armadilhas utilizadas foram do tipo captura-viva (das marcas Sherman e Tomahawk). A isca para captura dos marsupiais foi uma mistura de banana, aveia, fubá, toucinho e pasta de amendoim.

Os animais capturados foram identificados e marcados individualmente com um código de furos na orelha (Bergallo, 1994). Para cada animal capturado, foram anotados: o sexo, o ponto de captura, as medidas corporais (utilizando-se trena de precisão de 1 mm) e o peso (com dinamômetros Pesola de precisão de 2 g). Para determinação do período reprodutivo das fêmeas capturadas, foi feito o exame das glândulas mamárias para a detecção de produção láctea. Para os machos, foi verificada a coloração do saco escrotal. Cerqueira (1984) sugere que o aumento da vascularização e conseqüente mudança na coloração do saco escrotal podem ser utilizados como um indício de atividade reprodutiva dos machos didelídeos.

#### *Coleta e análise dos conteúdos fecais*

As fezes de todos os marsupiais capturados foram coletadas na hora do manuseio, ou no fundo das armadilhas, logo após sua soltura e acondicionadas em potes plásticos para posterior análise em laboratório. Os potes foram etiquetados com o ponto e a altura da captura, o sexo e o número que cada animal recebeu.

Todas as amostras fecais conseguidas foram analisadas, mas o conteúdo fecal das recapturas que ocorreram no mesmo mês não foram contabilizadas, evitando assim que a preferência alimentar de um único indivíduo entrasse nas análises mais de uma vez (pseudorepetição).

No laboratório, as fezes foram lavadas em água corrente com o auxílio de uma peneira de nylon com malha de 1 mm<sup>2</sup> e posteriormente examinadas sob lupa. As frequências relativas de cada item encontrado nas amostras foram calculadas dividindo-se o número de amostras em que cada item ocorreu pelo total de amostras coletadas.

Os itens de origem animal e as sementes encontradas nas fezes foram identificados no menor grau de classificação possível.

Todas as amostras fecais que apresentavam traços de isca foram descartadas. Esta medida foi tomada para excluir insetos que podem ter sido ingeridos involuntariamente junto com as iscas, pois foi observado que durante a checagem das armadilhas, muitas se encontravam sendo atacadas por formigas e baratas.

### Frutificação das plantas e coleta de artrópodes

Foi verificada a frutificação de plantas de fácil identificação e visualização, que eram comuns na área das matas periodicamente inundadas ou que na literatura eram citadas como sendo consumidas por marsupiais (Monteiro-Filho, 1987; Monteiro-Filho & Dias, 1990; Leite *et al.*, 1994; Santori *et al.*, 1995; Cáceres *et al.*, 1999; Grelle & Garcia, 1999; Cáceres & Monteiro-Filho, 2000; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003; Raíces & Bergallo, 2008; Cáceres, 2009; Lessa & Geise, 2010; Raíces, 2011).

A cada excursão, a frutificação da Araceae, *Anthurium maricensis*, da Bromeliaceae, *Aechmea lingulata*, da Cecropiaceae, *Cecropia lyratiloba*, da Piperaceae, *Piper mollicomume* da Rubiaceae, *Psychotria carthaginensis*, foram observadas em todos os transectos feitos para coleta dos animais na mata periodicamente inundada. Este procedimento teve a finalidade de determinar o período de frutificação, calculando uma porcentagem do número de plantas frutificando sobre o total de plantas observadas.

Os artrópodes de solo foram coletados para se determinar a disponibilidade deste recurso para as espécies de marsupiais. A cada excursão os artrópodes foram coletados utilizando armadilhas de queda feitas com potes que mediam 13 cm de diâmetro, por 15 cm de profundidade, enterrados até a boca ao nível do solo. Nestes foram acrescentados água e detergente nas proporções de cinco partes para um, respectivamente. Este procedimento foi realizado para quebrar a tensão superficial da água, fazendo com que os artrópodes afundassem ao cair.

As armadilhas de queda foram colocadas às margens das trilhas de capturas dos animais, apenas nas matas periodicamente inundadas. As armadilhas de artrópodes eram dispostas a cada 100 ou 50 m, dependendo do tamanho da área e da disposição das armadilhas para captura de pequenos mamíferos. Após três dias de permanência no campo, os potes eram retirados, os conteúdos coados com o auxílio de uma peneira de nylon com malha de 1 mm<sup>2</sup> e acondicionados em potes plásticos. No laboratório, o conteúdo de cada pote foi passado para uma placa de Petri. Após serem secos de maneira natural, foi examinado com o auxílio de uma lupa. Os animais encontrados eram contados, separados em ordens e pesados em balança de precisão. Não foram utilizados métodos de capturas de decápodes e gastrópodes, portanto na comparação dos dados de consumo de invertebrados com a armadilha de queda, estes foram excluídos das análises.

As dietas de *D. aurita* e de *M. paraguayanus* foram comparadas quanto às frequências de invertebrados, vertebrados e frutos presentes. As frequências dos itens encontrados nas amostras fecais de machos e fêmeas de *M. paraguayanus* também foram comparadas, assim como entre jovens e adultos. Para esta última análise, foram contabilizadas as amostras dos adultos que foram coletadas no mesmo período que os jovens, descartando a dieta dos adultos quando os jovens não estavam presentes. Todas as comparações entre as dietas foram realizadas através do Qui-quadrado. O consumo de artrópodes e de frutos em relação à disponibilidade destes recursos foi verificada para cada período de amostragem através de Regressão Simples. As análises foram feitas no programa Systat 11.

## RESULTADOS

Foram capturados 464 pequenos mamíferos, sendo quatro espécies de marsupiais: *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758), *Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826, *Micoureus paraguayanus* Oken, 1816 e *Philander frenatus* (Olfers, 1818), e sete espécies de roedores: *Akodon cursor* (Winge, 1887), *Nectomys squamipes* (Brants, 1827), *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa & Gonçalves, 2011, *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821), *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) e *Trinomys eliasi* (Pessoa, Oliveira & Reis, 1992). As quatro espécies de marsupiais foram observadas na formação de mata, sendo que a espécie arborícola *C. philander* e as escansoriais *P. frenatus* e *D. aurita* foram exclusivas dessa formação.

O único indivíduo de *Caluromys philander* encontrado no presente estudo foi uma fêmea, capturada sete vezes. Doze indivíduos adultos (9♂ e 3♀) de *Didelphis aurita* foram capturados 19 vezes. Foram capturados três indivíduos adultos de *Philander frenatus* (2♂ e 1♀) todos foram capturados apenas uma vez. *Micoureus paraguayanus* foi a espécie mais capturada (512 capturas), de 138 indivíduos adultos (57♂ e 81♀). Apenas três indivíduos de *M. paraguayanus* foram capturados fora das matas periodicamente inundadas. Um macho que após ser capturado pela primeira vez na mata periodicamente inundada, teve uma recaptura na área de transição entre o brejo e a restinga aberta de *Clusia*. Outras duas fêmeas de *M. paraguayanus* foram capturadas exclusivamente na restinga arbustiva aberta de Ericaceae.

A frequência de todos os itens de origem animal (Tabela 1) e de origem vegetal (Tabela 2) do conteúdo de 202 amostras fecais de *M. paraguayanus* e de 13 amostras fecais de *D. aurita*, foram separadas entre os períodos chuvosos e secos. Esta separação foi realizada de acordo com o diagrama ombrotérmico do município de Macaé (Araújo, 1984), com o intuito de observar ocorrências sazonais na dieta dos animais.

Para *C. philander*, a única fêmea capturada teve suas fezes analisadas durante três diferentes coletas, que apresentaram coleópteros e cascas de frutos, e na primeira amostra foi registrada também a presença de himenópteros.

Foram coletadas três amostras fecais de *P. frenatus*: uma fêmea capturada em março de 2001, que consumiu um vertebrado não identificado e himenópteros; um macho capturado também em março de 2001 e que consumiu um fruto não identificado, himenópteros e um Decapoda; e o último foi capturado em agosto de 2002, e foram encontrados em suas fezes fibras vegetais, Coleoptera e Decapoda.



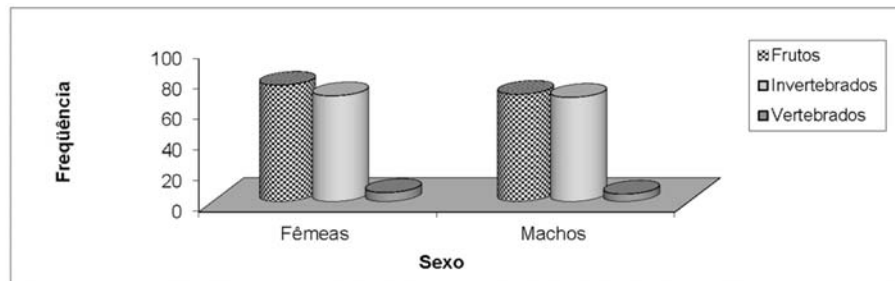
**Tabela 1.** Frequência dos itens de origem animal consumidos por *M. paraguayanus* e *D. aurita* nas estações chuvosas e secas.

| Itens consumidos                      | <i>M. paraguayanus</i> |                  |                   | <i>D. aurita</i>  |                 |                  |
|---------------------------------------|------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-----------------|------------------|
|                                       | Chuvosa<br>(N= 81)     | Seca<br>(N= 121) | Total<br>(N= 202) | Chuvosa<br>(N= 3) | Seca<br>(N= 10) | Total<br>(N= 13) |
| Coleoptera                            | 35,8                   | 38,0             | 37,1              | 33,3              | 70,0            | 61,5             |
| Diptera                               | 6,1                    | 9,0              | 7,9               | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Hymenoptera                           | 24,6                   | 27,2             | 26,2              | -                 | 20,0            | 15,3             |
| Lepidoptera                           | 3,7                    | 2,4              | 2,9               | 33,3              | 10,0            | 15,3             |
| Orthoptera                            | 8,6                    | 10,7             | 9,4               | -                 | 20,0            | 15,3             |
| Odonata                               | -                      | 1,6              | 0,9               | -                 | -               | -                |
| Isoptera                              | 6,1                    | 2,4              | 3,9               | -                 | -               | -                |
| Homoptera                             | 1,2                    | -                | 0,4               | -                 | -               | -                |
| Opiliones                             | 1,2                    | 4,9              | 3,4               | -                 | 20,0            | 15,3             |
| Chilopoda                             | -                      | 3,3              | 1,9               | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Decapoda                              | 11,1                   | 12,3             | 11,8              | -                 | 50,0            | 38,4             |
| Gastropoda                            | 2,4                    | -                | 0,9               | 33,3              | 10,0            | 15,3             |
| Diplopoda                             | -                      | -                | -                 | -                 | 40,0            | 30,7             |
| Artrópodes n.i.                       | 9,8                    | 11,5             | 10,8              | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Invertebrados total                   | 60,4                   | 76,8             | 70,2              | 100               | 80,0            | 84,6             |
| Aves n.i.                             | -                      | 3,3              | 1,9               | 33,3              | 20,0            | 23,0             |
| Mamíferos n.i.                        | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
| <i>Cerradomys goytaca</i> (roedor)    | -                      | 1,6              | 0,9               | 33,3              | 10,0            | 15,3             |
| <i>Tropidurus torquatus</i> (lagarto) | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Vertebrados n.i.                      | 1,2                    | 4,1              | 2,9               | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Vertebrados total                     | 1,2                    | 8,2              | 5,4               | 66,6              | 60,0            | 61,5             |

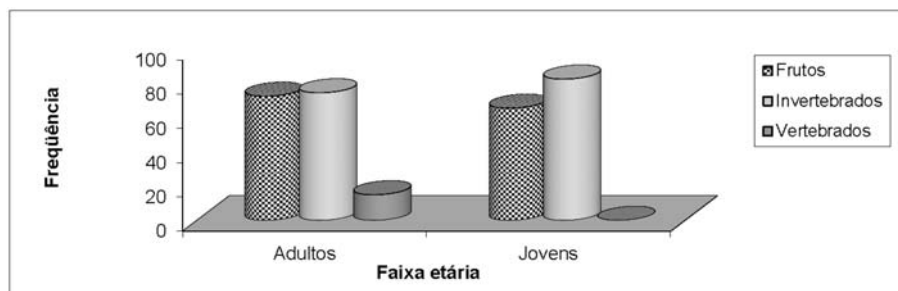
**Tabela 2.** Frequência dos frutos, consumidos por *M. paraguayanus* e *D. aurita* nas estações chuvosas e secas.

| Famílias         | Itens consumidos                 | <i>M. paraguayanus</i> |                  |                   | <i>D. aurita</i>  |                 |                  |
|------------------|----------------------------------|------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-----------------|------------------|
|                  |                                  | Chuvosa<br>(N= 81)     | Seca<br>(N= 121) | Total<br>(N= 202) | Chuvosa<br>(N= 3) | Seca<br>(N= 10) | Total<br>(N= 13) |
| Araceae          | <i>Anthurium maricensis</i>      | 6,1                    | 24,7             | 17,3              | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Bromeliaceae     | <i>Aechmea bromeliifolia</i>     | 1,2                    | -                | 0,4               | -                 | -               | -                |
|                  | <i>Aechmea lingulata</i>         | -                      | 11,5             | 6,9               | -                 | -               | -                |
|                  | <i>Aechmea nudicaulis</i>        | -                      | 1,6              | 0,9               | -                 | -               | -                |
|                  | <i>Bromelia antiacantha</i>      | 1,2                    | -                | 0,4               | 33,3              | 10,0            | 15,3             |
| Cactaceae        | <i>Cereus fernambucensis</i>     | -                      | 0,8              | 0,4               | -                 | -               | -                |
|                  | <i>Pilosocereus arrabidae</i>    | 12,3                   | 2,4              | 6,4               | -                 | -               | -                |
| Cecropiaceae     | <i>Cecropia lyratiloba</i>       | 39,5                   | 2,4              | 17,3              | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Clusiaceae       | <i>Clusia hilariana</i>          | 2,4                    | 0,8              | 1,4               | 66,6              | -               | 15,3             |
| Erythroxylaceae  | <i>Erythroxylum ovalifolium</i>  | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Moraceae         | <i>Ficus arpazuza</i>            | 6,1                    | 4,1              | 4,9               | 33,3              | 10,0            | 15,3             |
|                  | <i>Ficus tomentella</i>          | -                      | -                | -                 | 33,3              | 30,0            | 30,7             |
| Myrtaceae        | <i>Eugenia umbelliflora</i>      | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
|                  | <i>Psidium</i> sp                | 1,2                    | 0,8              | 0,9               | -                 | -               | -                |
|                  | Myrtaceae sp 1                   | -                      | 2,4              | 1,4               | -                 | 20,0            | 15,3             |
|                  | Myrtaceae sp 2                   | -                      | 2,4              | 1,4               | -                 | -               | -                |
| Nyctaginaceae    | <i>Guapira</i> sp 1              | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Passifloraceae   | <i>Passiflora mucronata</i>      | 3,7                    | 6,6              | 5,4               | -                 | -               | -                |
| Piperaceae       | <i>Piper mollicomum</i>          | -                      | 1,6              | 0,9               | -                 | 20,0            | 15,3             |
| Polygonaceae     | <i>Coccoloba confusa</i>         | -                      | -                | -                 | -                 | 10,0            | 7,6              |
| Rubiaceae        | <i>Psychotria carthaginensis</i> | -                      | 3,3              | 1,9               | -                 | -               | -                |
|                  | Rubiaceae sp 1                   | 4,9                    | -                | 1,9               | -                 | -               | -                |
|                  | Rubiaceae sp 2                   | 4,9                    | -                | 1,9               | -                 | -               | -                |
|                  | Rubiaceae sp 3                   | -                      | 0,8              | 0,4               | -                 | -               | -                |
| Nãoidentificadas | N.i. 1                           | -                      | 0,8              | 0,4               | -                 | -               | -                |
|                  | N.i. 2                           | 3,7                    | -                | 1,4               | -                 | -               | -                |
|                  | N.i. 3                           | -                      | 5,7              | 3,4               | -                 | -               | -                |
|                  | N.i. 4                           | 2,4                    | -                | 0,9               | -                 | 10,0            | 7,6              |
|                  | N.i. 5                           | -                      | 6,6              | 3,9               | -                 | -               | -                |
|                  | N.i. 6                           | -                      | 3,3              | 1,9               | -                 | -               | -                |
|                  | N.i. 7                           | 3,7                    | -                | 1,4               | -                 | -               | -                |
|                  | Cascas de frutos                 | 7,4                    | 7,4              | 7,4               | -                 | -               | -                |
|                  | Total                            | 83,9                   | 66,1             | 73,2              | 100,0             | 80,0            | 84,6             |

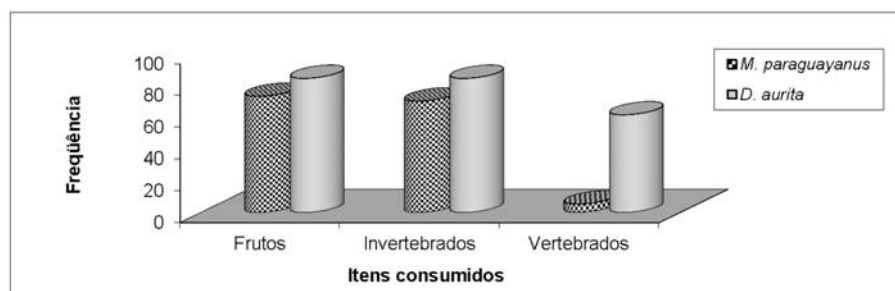
Entre machos e fêmeas de *Micoureus paraguayanus*, não foram encontradas diferenças significativas no consumo de frutos ( $X^2=0,015$ ,  $p=0,903$ ), invertebrados ( $X^2=0,062$ ,  $p=0,803$ ) e vertebrados ( $X^2=0,165$ ,  $p=0,685$ ), (Fig. 1) assim como para o consumo de frutos ( $X^2=0,001$ ,  $p=0,975$ ), invertebrados ( $X^2=0,399$ ,  $p=0,528$ ) e vertebrados ( $X^2=2,533$ ,  $p=0,111$ ), entre os jovens e adultos (Fig. 2). Contudo, *D. aurita* e *M. paraguayanus* diferiram significativamente quanto ao consumo de vertebrados ( $X^2=25,205$ ,  $p<0,001$ ), que foi bem maior para *D. aurita*. Porém, tais espécies não diferiram quanto ao consumo de frutos ( $X^2=0,905$ ,  $p=0,341$ ) e de invertebrados ( $X^2=0,628$ ,  $p=0,428$ ) (Fig. 3).



**Figura 1.** Frequência de frutos, invertebrados e vertebrados encontrados nas amostras fecais de fêmeas (n= 103) e machos (n = 77) de *Micoureus paraguayanus*.



**Figura 2.** Frequência de frutos, invertebrados e vertebrados encontrados nas amostras fecais de adultos (n= 52) e jovens (n = 18) de *Micoureus paraguayanus*, que foram coletadas na mesma época.



**Figura 3.** Frequência de frutos, invertebrados e vertebrados encontrados nas amostras fecais de *Micoureus paraguayanus* (n= 202) e *Didelphis aurita* (n = 13).

Não foi possível fazer comparações com as outras espécies de marsupiais, por estes apresentarem um pequeno número de animais capturados.

O consumo de frutos de *Cecropia lyratiloba*, por *M. paraguayanus* foi de acordo com a sua disponibilidade, com maior consumo nas épocas de pico da frutificação, tanto em 2001 quanto em 2002 ( $N=12$ ;  $r^2=0,878$ ;  $p=0,001$ ; Fig. 4). O mesmo ocorreu nas matas amostradas em 2003 e 2005 (Fig. 5). Para *Aechmea lingulata*, um padrão semelhante ao anterior foi encontrado ( $N=8$ ;  $r^2=0,635$ ;  $p=0,018$ ; Fig. 6), mas não foi possível o acompanhamento da frutificação em outras matas, por esta ter baixa densidade ou ser ausente.

*Piper mollicomum* foi consumido esporadicamente, apesar de apresentar elevadas densidades na área ( $N=8$ ;  $r^2=0,191$ ;  $p=0,278$ ; Fig. 7). Nos dois primeiros anos de acompanhamento, o consumo de *P. carthaginensis* ocorreu no pico da sua frutificação ( $N=8$ ;  $r^2=0,971$ ;  $p=0,001$ ; Fig. 8). Esta mesma planta foi acompanhada nos anos posteriores, mas não foi verificada nem sua frutificação e nem o seu consumo.

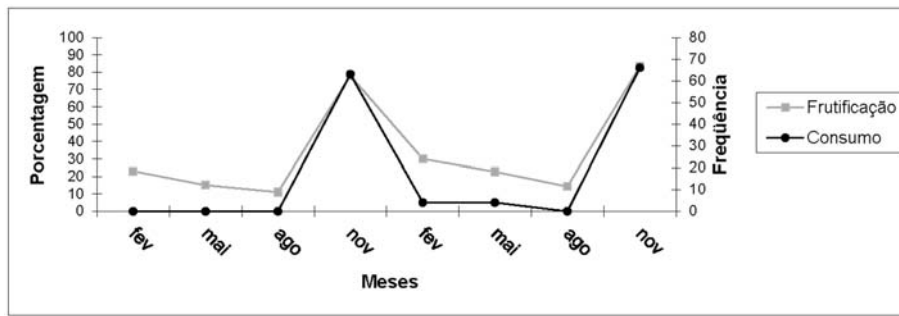


Figura 4. Frutificação de *Cecropia lyratiloba* e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2001 e 2002.

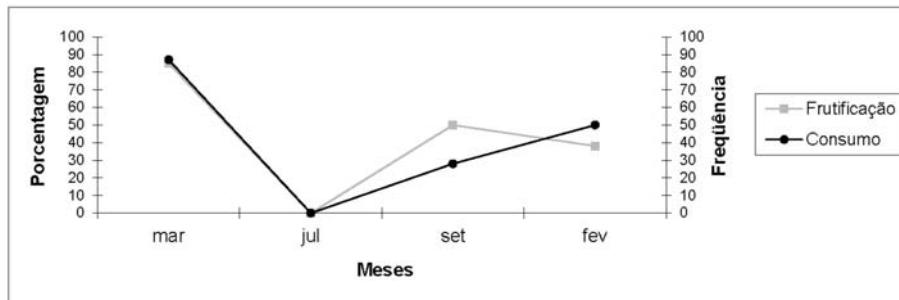


Figura 5. Frutificação de *Cecropia lyratiloba* e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2003 e 2005.

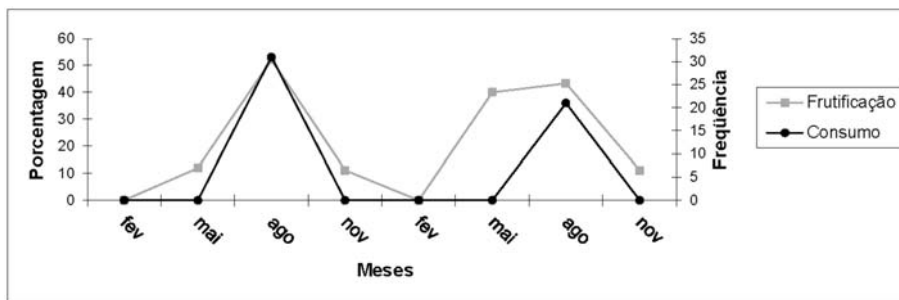


Figura 6. Frutificação de *Aechmea lingulata* e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2001 e 2002.

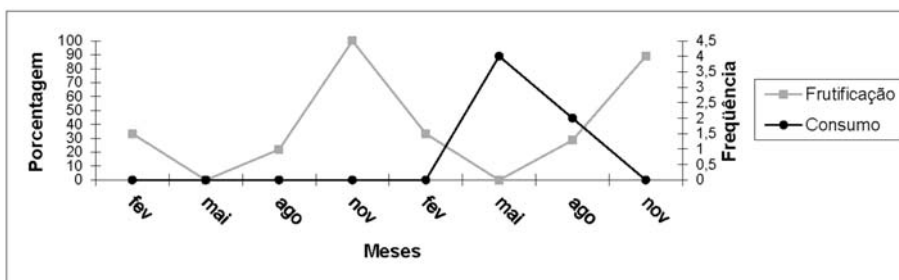


Figura 7. Frutificação de *Piper mollicomum* e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2001 e 2002.

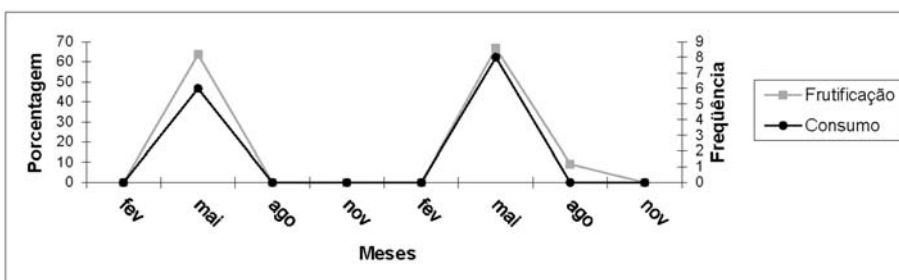


Figura 8. Frutificação de *Psychotria carthaginensis* e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2001 e 2002.

A arácea *Anthurium maricensis* foi o fruto mais consumido juntamente com a *C. lyratiloba*. Este fruto foi o que teve o consumo mais distribuído entre os meses de coleta, não sendo detectado nas amostras, em apenas dois meses. Não foi observada uma relação clara entre a disponibilidade dos frutos e o consumo (N=8;  $r^2=0,370$ ;  $p=0,109$ ; Fig. 9).

As relações das abundâncias de artrópodes capturados nas armadilhas de queda nos dois primeiros anos (Fig.10) e nos anos seguintes (Fig. 11) mostraram que, com exceção dos meses de novembro dos dois primeiros anos, de março de 2003 e fevereiro de 2001, a quantidade de artrópodes encontrada nas fezes parece ter relação com a quantidade de artrópodes disponíveis nas matas.

A Regressão Simples entre a massa dos artrópodes coletados nas armadilhas de queda e a sua frequência nos conteúdos fecais de *M. paraguayanus* não foi significativo nem para os anos de 2001 e 2002 (N = 7;  $R^2 = 0,136$ ;  $p = 0,416$ ) e nem para os anos posteriores (N = 4;  $R^2 = 0,266$ ;  $p = 0,484$ ). Porém, quando foram retirados das análises os dois meses com frutificação de *C. lyratiloba* superiores a 50%, nos períodos de 2001 e 2002, a Regressão Simples tornou-se significativa (N = 5;  $R^2 = 0,914$ ;  $p = 0,01$ ) (Fig. 12).

A frequência entre o consumo de frutos, invertebrados e vertebrados variou durante as coletas, com os invertebrados não sendo consumidos em maior frequência que os frutos em apenas três ocasiões, em novembro de 2001 e 2002, em março de 2003. Em julho de 2003 invertebrados e frutos ocorreram em igual frequência. Vertebrados foram encontrados em Maio de 2001 e 2002 e em fevereiro e agosto de 2002 (Figura 13).

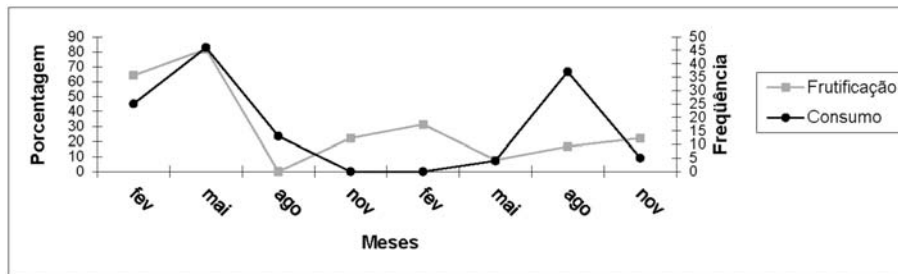


Figura 9. Frutificação de *Anthurium maricensis*, e consumo por *Micoureus paraguayanus* durante os meses de coleta em 2001 e 2002.

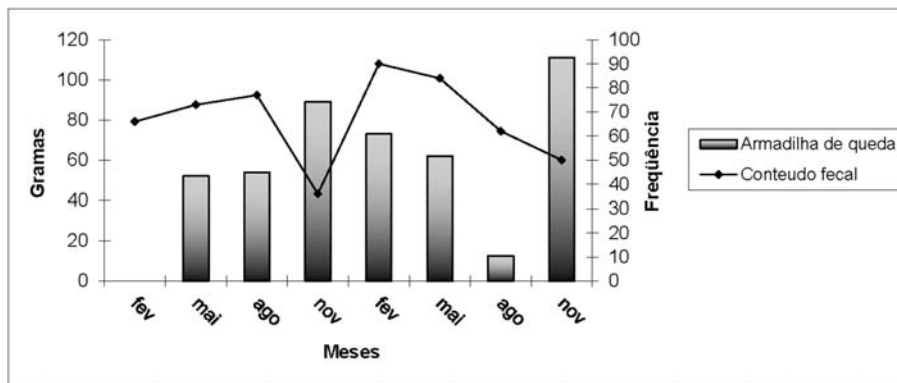


Figura 10. Massa dos artrópodes coletados na armadilha de queda e a sua frequência no conteúdo fecal dos *Micoureus paraguayanus* nos meses de coleta entre os anos de 2001 e 2002.

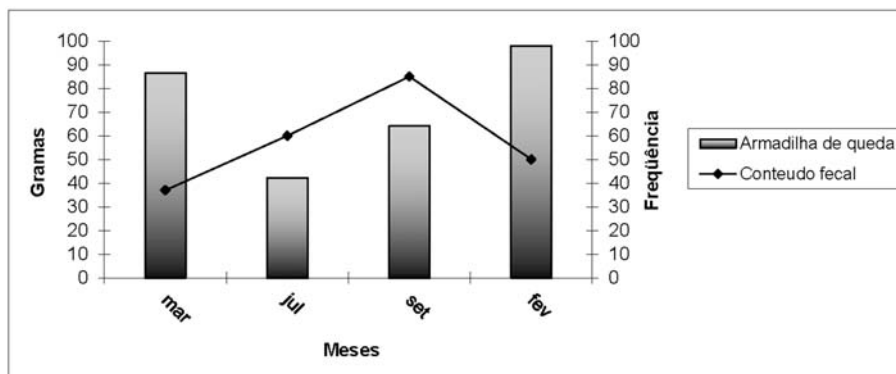


Figura 11. Massa dos artrópodes coletados na armadilha de queda e a sua frequência no conteúdo fecal dos *Micoureus paraguayanus* nos meses de coleta entre os anos de 2003 e 2005.

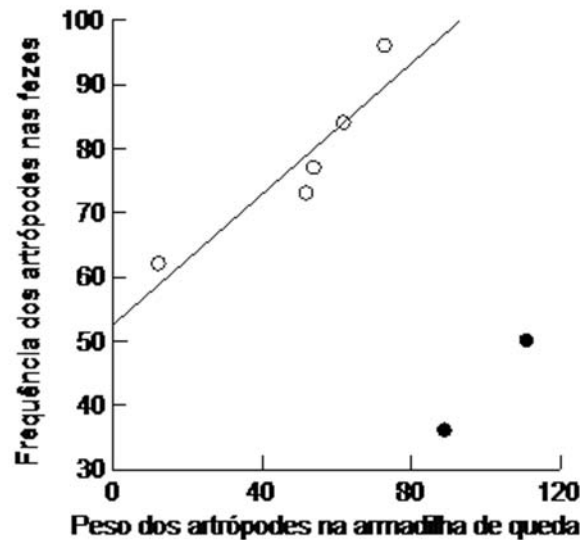


Figura 12. Regressão Simples nos períodos de 2001 e 2002, sem os meses de pico da frutificação de *Cecropia lyratiloba*.

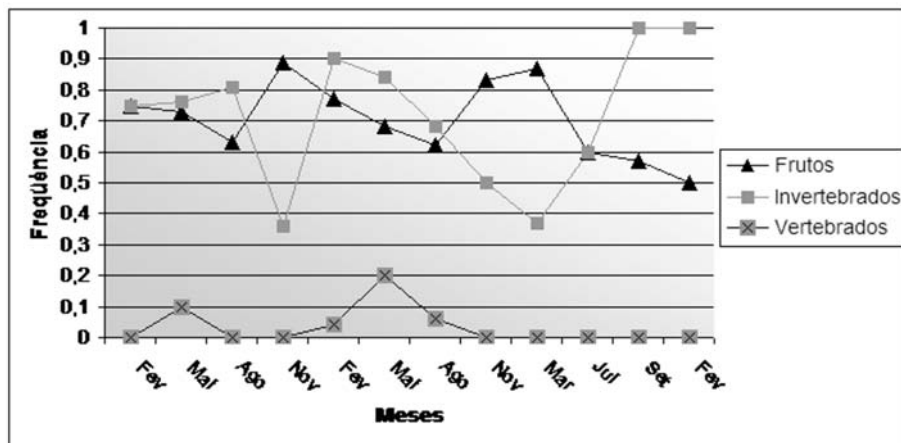


Figura 13. Frequência dos frutos, invertebrados e vertebrados encontrados nas amostras fecais de *Micoureus paraguayanus* nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2001 e 2002; março, julho e setembro de 2003 e fevereiro de 2005.

## DISCUSSÃO

Apesar desses ambientes costeiros abrigarem comunidades de fauna e flora caracterizadas por espécies de áreas abertas (Araújo *et al.*, 1984, 1998; Araújo, 2000; Cerqueira, 2000; Rocha, 2000), no presente estudo foram encontrados marsupiais de hábitos escansoriais e arborícolas, sendo raras suas capturas nas áreas abertas da restinga.

Com um único indivíduo capturado de *C. philander*, não foi possível comparar a dieta desta espécie na Restinga de Jurubatiba com a de outras localidades. Mas sua dieta se encaixou no descrito, com predomínio de frutos, mas também alimentando-se de artrópodes, sendo classificado como frugívoro-onívoro (Charles Dominique *et al.*, 1981; Leite *et al.*, 1996; Carvalho *et al.*, 1999).

A dieta onívora de *D. aurita* corroborou com a encontrada na literatura, que descreve uma dieta composta de frutos, invertebrados e pequenos vertebrados, como cobras, aves e roedores (Leite *et al.*, 1994; Santori, 1995; Santori *et al.*, 1995 a; Cáceres & Monteiro-Filho, 2000; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003; Raíces & Bergallo, 2008; Cáceres, 2009; Raíces, 2011).

Assim como para *C. philander*, não foi possível comparar a dieta de *P. frenatus* com outros trabalhos devido a sua baixa capturabilidade. Segundo alguns autores, esta espécie alimenta-se de invertebrados, pequenos vertebrados e em menores quantidades de frutos (Santori, 1995; Santori *et al.*, 1995 b; Santori *et al.*, 1997; Cáceres, 2000; Lessa & Geise, 2010), como observado no presente estudo.

A dieta de *M. paraguayanus* corroborou com a encontrada na literatura, que cita como itens principais frutos e invertebrados. Porém, a frequência de frutos consumidos na Restinga de Jurubatiba foi superior ao dos outros trabalhos (Leite *et al.*, 1994; Cáceres, 2000; Cáceres *et al.*, 2002; Carvalho, 2003; Santori & Astúa de Moraes, 2006).

Não ocorreram diferenças significativas entre a dieta de machos e fêmeas e nem entre adultos e jovens de *M. paraguayanus*. Entretanto, entre os jovens e adultos, a diferença mais marcante foi a ausência de vertebrados nas

amostras dos jovens, que nos adultos apresentaram frequência de até 15% no período em que eram capturados as duas faixas etárias. É possível que este item não faça parte da dieta de animais mais jovens, por depender de um aprendizado para capturar espécies de vertebrados.

A única diferença significativa entre a dieta dos dois marsupiais analisados foi em relação aos vertebrados, com *D. aurita* consumindo 61,5% contra apenas 5,4% consumidos por *M. paraguayanus*. Entretanto, a frequência dos vertebrados, invertebrados e frutos na dieta de *D. aurita*, foi superior a *M. paraguayanus*. Tal fato era esperado, pois foi observado que as amostras fecais de *D. aurita* apresentavam maior quantidade de itens alimentares. Isto pode ter relação com vários fatores, como o maior tamanho corporal de *D. aurita*, por ele se deslocar mais que *M. paraguayanus*, por defecar menos vezes em maiores quantidades e por ter um tempo de passagem dos alimentos pelo seu trato digestório mais longo que o de *M. paraguayanus* (Raíces, 2006).

O consumo do roedor *Cerradomys goytaca* por *D. aurita* já era esperado, pelo fato de já ser conhecido na literatura, a presença de roedores na sua dieta (Santori, 1995; Leite *et al.*, 1996; Freitas *et al.*, 1997; Santori *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 1999; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003; Cáceres *et al.*, 2009; Raíces, 2011). Este mesmo roedor foi encontrado por duas vezes nas amostras fecais de dois *M. paraguayanus*, um em maio de 2001 e o outro em maio de 2002. Embora não tenha sido possível verificar se os animais predados eram jovens ou adultos, nesta época do ano são encontrados na área muitos *Cerradomys goytaca* jovens, provenientes dos nascimentos ocorridos no final da estação chuvosa (Bergallo *et al.*, 2001). Adicionalmente, *C. goytaca*, além de ocorrer em pelo menos cinco das formações vegetais encontradas na Restinga de Jurubatiba (Fechada de pós-praia, restinga de ericácea, brejo, mata periodicamente inundada e restinga de *Clusia*), é também o roedor mais abundante em todas as formações estudadas, excetuando-se a mata (Bergallo *et al.*, 2004; Bergallo *et al.*, 2005).

Em termos dos invertebrados consumidos, apenas os diplopodas não foram encontrados nas amostras de *M. paraguayanus*. Para *D. aurita*, não foram encontrados odonatas, isópteros e homópteros. Esse resultado pode ter ocorrido pelo baixo número de amostras fecais de gambá, já que estas Ordens são citadas fazendo parte de sua dieta em outros trabalhos (Leite *et al.*, 1994; Santori, 1995; Santori *et al.*, 1995 a; Cáceres & Monteiro-Filho, 2000; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003; Cáceres *et al.*, 2009; Raíces, 2011). Como os invertebrados foram divididos em Ordens, não foi possível observar diferenças na frequência das espécies, o que traria diferenças maiores para a dieta destes dois marsupiais.

O consumo de decápodos por *D. aurita* e *M. paraguayanus* foi muito elevado se comparado a outros trabalhos (Santori, 1995; Leite *et al.*, 1996; Freitas *et al.*, 1997; Santori *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 1999; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003; Cáceres *et al.*, 2009). Provavelmente isso se deve à proximidade de algumas matas de restinga com as lagoas ou com a praia, onde caranguejos eram frequentemente vistos ao cair da tarde.

Assim como em outras áreas, a maior disponibilidade de invertebrados ocorreu nos meses mais quentes e com maiores índices de pluviosidade (Bergallo & Magnunsson, 1999; Vieira, 1999). Entretanto, para *M. paraguayanus*, o maior consumo ocorreu durante a estação seca, quando a produção de alguns frutos decresce. Para *D. aurita*, os três indivíduos capturados na estação chuvosa e 80% dos capturados na estação seca (N = 8), consumiram invertebrados.

Os dois marsupiais mais estudados apresentaram altas frequências de frutos nas amostras fecais, tendo sido consumidas 26 espécies por *M. paraguayanus* e 13 por *D. aurita*, sendo oito destas comuns aos dois marsupiais. Entre os frutos não consumidos por *D. aurita*, estão as três espécies de bromélias do gênero *Aechmea* consumidas por *M. paraguayanus*.

Quando comparada a frequência de cada espécie de fruto, foi observado diferenças, como para as moráceas que ocorreram em 46% das amostras do *D. aurita* (*Ficus tomentella* 30,7% e *F. arpazuza* 15,3%), e apenas 4,9% de *F. arpazuza* em *M. paraguayanus*. Também ocorreram diferenças na frequência de *Anthurium maricensis* e *Cecropia lyratiloba*, ambas com 17,3% de presença nas amostras de *M. paraguayanus* contra 7,6% nas amostras de *D. aurita*.

*Didelphis aurita* e *M. paraguayanus*, apesar de terem consumido frutos de plantas comuns da restinga Aberta de *Clusia*, como *Clusia hilariana*, *Erythroxylum ovalifolium*, *Eugenia umbelliflora* e *Coccoloba confusa* (Pimentel, 2002), se alimentaram com maior frequência de frutos que ocorrem nas matas e que não foram registradas por Pimentel (2002) na restinga Aberta de *Clusia*, como *Cecropia lyratiloba*, *Psychotria carthaginensis*, *Ficus arpazuza* e *Ficus tomentella*. Tal fato indica que o consumo das plantas da restinga Aberta de *Clusia* deve ter ocorrido nas bordas da mata ou mesmo no seu interior.

A disponibilidade dos frutos de *C. lyratiloba* parece ser o fator que mais influenciou a frugivoria na dieta de *M. paraguayanus* na Restinga de Jurubatiba. Os únicos meses em que o consumo de frutos foi superior ao de invertebrados foram novembro de 2001 e 2002 e março de 2003. Durante esses meses, a porcentagem desta espécie com frutos foram superiores a 50%, com frequência deste item nas amostras fecais superiores a 65%. Quando excluído os dois meses do auge da frutificação de *C. lyratiloba*, em 2001 e 2002, a regressão simples entre consumo e disponibilidade de artrópodes tornou-se significativa. Neste período, grande parte das amostras fecais de *M. paraguayanus* apresentou exclusivamente *C. lyratiloba*, apesar da maior disponibilidade de artrópodes durante estes meses. No auge da frutificação de *C. lyratiloba*, *M. paraguayanus* consumiu em apenas uma ocasião os outros frutos que também foram acompanhados quanto à frutificação, apesar de alguns destes estarem disponíveis ou mesmo no pico da frutificação, como foi o caso de *P. mollicomum*.

Diferente de outros trabalhos (Carvalho *et al.*, 1999; Cáceres, 2000; Carvalho, 2003) *M. paraguayanus* teve um consumo similar de invertebrados e frutos. Porém, este consumo não foi similar se comparado todos os meses, mostrando que o consumo depende da disponibilidade de alguns itens e da preferência alimentar do animal.

## REFERÊNCIAS

- Araújo, DSD, e Henriques, RPB (1984). Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In* Restingas: Origem, estrutura, processos. (L. D. Lacerda, D. S. D. Araújo, R. Cerqueira, B. Turcq, org.). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 159-193.
- Araújo, DSD, Scarano, FR, Sá, CFC., Kurta, B.C, Zaluar, HLT, Montezuma, RCM, e Oliveira, RC (1998). As comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *In* Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé. (F. A. Esteves, ed.) UFRJ, Rio de Janeiro, Pp. 39-62.
- Araújo, DSD, (2000). Análise florística e fitogeográfica das restingas do estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 169p.
- Astúa de Moraes, D, (1998). Análise morfométrica do crânio e da mandíbula de marsupiais didelfídeos: implicações ecológicas e funcionais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Bergallo, HG (1994). Ecology of a small mammal community in Atlantic Forest area in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 4:197-217.
- Bergallo, HG, e Magnusson, WE (1999). Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80: 472- 486.
- Bergallo, HG, Martins-Hatano, F, Ribeiro, TTL, Costa, DP e Baptista, M (2001). Desenvolvimento pós-natal de *Nectomys squamipes* (Brants, 1827) e *Oryzomys gr. subflavus* (Wagner, 1842) (Rodentia, Muridae) sob condições de laboratório. *Revista Brasileira de Zootecias*, 3 (2): 243-252.
- Bergallo, HG, Martins-Hatano, F., Raíces, DSL, Ribeiro, TTL, Alves, AG, Luz, JL, Mangolin, e R, Mello, MAR (2004). Os mamíferos da Restinga de Jurubatiba. *In* Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. (C. F. D. Rocha, F. A. Esteves, F. R. Scarano, eds.). RiMa, São Carlos, Pp215-230.
- Bergallo, HG, Luz, JL, Raíces, DSL, Hatano, FH e Martins-Hatano, F, (2005). Habitat use by *Orizomys subflavus* (Rodentia) in an open shrubland formation in Restinga de Jurubatiba National Park, RJ, Brazil. *Braz. J. Biol.* Vol 65 no. 4 São Carlos, Nov. 2005.
- Cáceres, NC, Dittrich, VAO e Monteiro-Filho, ELA, (1999). Fruit consumption, distance of seed dispersal and germination of Solanaceous plants ingested by the common opossum (*Didelphis aurita*) in southern Brazil. *Rev. Ecol. Terre vie* 54: 225-234.
- Cáceres, NC, (2000). Dieta, adaptações à alimentação e dispersão de sementes por marsupiais do sul do Brasil. Tese de Doutorado na área de concentração em Zoologia. Universidade Federal do Paraná.
- Cáceres, NC e Monteiro-Filho, ELA, (2000). The common opossum, *Didelphis aurita*, as seed disperser of several plants in southern Brazil. *Ciênc. Cult.* 52: 41-44.
- Cáceres, NC, Ghizoni-jr IR e Graipel, ME, (2002). Diet of two marsupials, *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerare*, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. *Mammalia*, t. 66 (3), 2002: 331-340.
- Cáceres, NC, Prates, LZ, Ghizoni, IR e Graipel, ME (2009). Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: Roles of sex, season and sympatric species. *Biotemas*, 22 (3): 203-211.
- Carvalho, FMV, Pinheiro, PS, Fernandez, FAS e Nessimian, JL, (1999). Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revta. Brás. Zootecien.* 1 (1): 91-101.
- Carvalho, FMV, (2003). Ecologia alimentar de Três espécies simpátricas de marsupiais em fragmentos de mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Brasil.
- Cerqueira, R, (1984). Reproduction de *Didelphis albiventris* dans le nord-est du Brésil (Polyprotodontia, Didelphidae). *Mammalia*, t. 48(1): 95-104
- Cerqueira, R. (2000). Ecologia funcional de mamíferos numa restinga do Estado do Rio de Janeiro. *In* Ecologia de restingas e lagoas costeiras. (F. A. Esteves, L. D. Lacerda, ed.). UFRJ, Rio de Janeiro, Pp 189-209.
- Charles-Dominique, P, Atramentowicz, M, Charles-Dominique, M, Gerard, H, Hladik, A, Hladik, CM e Prévost, MF, (1981). Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'un forêt Guyanaise: inter-relations plantes-animaux. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 35: 341-435.
- Cordero, GAR e Nicolas, RAB, (1987). Feeding habits of the opossum (*Didelphis marsupialis*) in Northern Venezuela. *Fieldiana Zool.*, 39; 125-131.
- Emmons, LH, e Feer, F, (1997). Neotropical rainforest mammals A field guide. 2 nd ed. University of Chicago Press, Chicago.
- Freitas, SR, Moraes, DA, Santori, RT, e Cerqueira R, (1997). Habitat preference and food use by *Metachirox nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia: Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro, Brazilian. *Rev. Brasil. Biol.* 57: 93-98.
- Galetti, M, Pizo MA e Morellato, PC, (2003). Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: Cullen Jr, L., Rudran, R. & Valladare-Padua, C. (eds.). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: UFPR; Fundação o Boticário de Proteção á natureza.
- Grelle, CEV e Garcia, QS (1999). Potential dispersal of *Cecropia hololeuca* by the common opossum (*Didelphis aurita*) in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Rev. Ecol. (Terre vie)*, v.54, p. 1-6.
- Henriques, RPB, Araújo, DSD e Hay, JD (1986). Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica* 9(2): 173-189.

- Lacerda, LD, Araújo, DSD, Cerqueira, R e Turcq, B (1984). Restingas: origem, estrutura e processos. CEUFF, Niterói, 477p.
- Leite, YLR, Stallings, JR e Costa, LP (1994). Partição de recursos entre espécies simpátricas de marsupiais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. *Revta. Brás. Biol.* 54 (3): 525-536.
- Leite, YLR, Costa, LP e Stallings, JR (1996). Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *Journal of Tropical Ecology* 12: 435-440.
- Lessa, LG e Geise, L (2010). Hábitos alimentares de marsupiais didelfídeos brasileiros: análise do estado de conhecimento atual. *Oecologia Australis* 14(4):918-927.
- Lima, PL e Reis, NR (2004). The availability of Piperaceae and the Search for this resource by *Carollia perspicilata* (Linnaeus) (Chiroptera, Phyllostomidae, Carollinae) In Parque Municipal Arthur Thomas, Londrina, Paraná, Brasil. *Revta. Bras. Zoo* 21 (2): 371-377, junho 2004.
- Mello, MAR, Shittini GM, Selig, P e Bergallo, HG (2004). Seasonal variation in the diet of the bat *Carollia perspicilata* (Chiroptera: Phyllostomidae) in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Publications Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle*, Paris 68 (1): 49-55.
- Monteiro-Filho, ELA (1987). Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de *Didelphis albiventris* em uma área perturbada na região de Campinas, Estado de São Paulo (Mammalia: Marsupialia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- Monteiro-Filho, ELA e Dias, VS (1990). Observações sobre a biologia de *Lutreolina crassicaudata* (Mammalia: Marsupialia). *Ver. Brás. Biol.* 50 (2): 393-399.
- Passos, FC (1999). Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica de Caetetus, São Paulo. *Revta. Brás. Biol.* 16 (supl.1):269-278.
- Pereira, OJ e Araújo, DSD (2000). Análise florística das restingas dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. In: *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. F. A. Esteves & L. D. Lacerda (Eds). UFRJ, RJ, pp 26-35.
- Pine, RH, Dalby, PL e Matson, JO (1985). Ecology, postnatal development, morphometrics, and taxonomic status of the short tailed opossum, *Manodelphis dimidiata*, an apparently semelparous annual marsupial. *Ann. Carnegie Mus.* 54 (6): 195-231.
- Pough, FH, Janis, CM e Heiser, JB (1999). *Vertebrate life*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Raíces, DSL (2006). Dieta e dispersão de sementes por marsupiais no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. *Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Biologia – Área de Concentração em Ecologia*, UERJ.
- Raíces, DSL e Bergallo, HG (2008). Taxa de germinação de sementes defecadas pelos marsupiais *Didelphis aurita* e *Micoureus paraguayanus* (Mammalia, Didelphimorphia) no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Santos, G. A. S. D. (Org.). *Ecologia de Mamíferos*. Londrina: Technical Books Editora, p.33-42
- Raíces, DSL e Bergallo, HG (2010). Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyonthus* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 5(1):24-30, January-April.
- Raíces, DSL (2011). A influência de uma espécie exótica invasora, *Artocarpus heterophyllus* (jaqueira), sobre uma comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão de sementes nativas. *Tese de Doutorado apresentada ao curso de Pós-graduação em Ecologia e Evolução – Universidade do Estado do Rio de Janeiro*, UERJ.
- Robinson, JG e Redford, KH (1986). Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *Am. Nat.* 128: 665-680.
- Rocha, CFD (2000). Biogeografia de répteis de restinga: Distribuição, ocorrência e endemismo. In: *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Eds: F. A. Esteves, L. D. Lacerda. UFRJ, Rio de Janeiro, pp 99-116.
- Rocha, CFD, Bergallo, HG, Alves, MAS, Van Sluys, M (2004a). A Restinga de Jurubatiba e a conservação dos ambientes de restinga do Estado do Rio de Janeiro. In *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. (Rocha, C. F. D., Esteves, F. A., Scarano, F. R., eds.). RiMa, São Carlos, Pp 341-352.
- Rocha, VJ, Reis, NR e Sekiama, ML (2004b). Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyonthus* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (4):871-876.
- Rossi, RV e Bianconi, GV (2011). Ordem Didelphimorphia. In: N.L. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima (org.). *Mamíferos do Brasil*. 2ª. edição. Pp: 31-69. Edição do autor, Londrina, PR.
- Santori, RT (1995). Aparato trófico e variação nos hábitos alimentares de *Philander opossum* e *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphoidea). *Dissertação de mestrado*, Museu Nacional, Brasil.
- Santori, RT, Astúa de Moraes, D, e Cerqueira, R (1995 a). Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphoidea) in Southeastern Brazil. *Mammalia* 59: 511-516.
- Santori, RT, Cerqueira, R e Kleske, CC (1995 b). Anatomia e eficiência digestiva de *Philander opossum* e *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphoidea) em relação ao hábito alimentar. *Revta. Bras. Biol.* 55(2): 323-329.
- Santori, RT, Astúa de Moraes, D, Grelle, CEV e Cerqueira, R (1997). Natural diet at a restinga forest and laboratory food preferences of the opossum *Philander frenata* in Brazil. *Stud Neotrop Fauna & Environm* (1997) vol. 32: 12-16.
- Santori, RT e Astúa de Moraes, D (2006). Alimentação, Nutrição e Adaptações alimentares de Marsupiais Brasileiros. In: *Os marsupiais do Brasil*. Biologia, Ecologia e Evolução p.241 -254.
- Schieck, JO e Millar, JS (1985). Alimentary tract measurements as indicators of diets of small mammals. *Mammalia* 49 (1): 93-104.



- Vieira, EM (1999) Estudo comparativo de pequenos mamíferos em duas áreas de Mata atlântica situadas a diferentes altitudes no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Voss, RS e Jansa, SA (2009). Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 322:1-177.
- Yates, LR, Saiz, F e Zunino, S (2004). *Octodondegus*: Valor nutricional y preferencia del recurso trofico en el palmar de Ocoa, Parque Nacional La Campana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 67:89-99, 1994.

**PEQUENOS MAMÍFEROS E A DESTRUIÇÃO DA MATA ATLÂNTICA:  
SERÁ QUE ROEDORES E MARSUPIAIS ESTÃO ISOLADOS EM  
PEQUENOS FRAGMENTOS FLORESTAIS?**

*Gabriela Paise*

*Emerson M. Vieira*

*Paulo Inácio Prado*

## INTRODUÇÃO

No Brasil, a Mata Atlântica foi o primeiro bioma a ser afetado pela degradação ambiental e pelo desmatamento florestal, tendo praticamente desaparecido já no final do século passado (Rodrigues *et al.*, 2009). Atualmente, apenas cerca de 12% dos remanescentes florestais da Mata Atlântica permanecem, sendo que a maioria são fragmentos pequenos, isolados, não protegidos e severamente alterados (Ribeiro *et al.*, 2009). Neste cenário de intensa destruição, pequenos mamíferos não-voadores (animais com menos de 3 Kg, em sua grande maioria roedores e marsupiais) são organismos importantes pois atuam como dispersores de sementes (Cáceres, 2002), dispersores de fungos micorrízicos (fungos que auxiliam o crescimento das plantas - Janos *et al.*, 1995) e polinizadores de plantas (Vieira *et al.*, 1991). Esses processos ecológicos podem facilitar a regeneração natural das florestas e auxiliar, em longo prazo, a permanência das espécies de plantas nativas da Mata Atlântica. Pequenos mamíferos também são predadores de artrópodes (insetos, aranhas, centopeias - Carvalho *et al.*, 2005) e servem como base da alimentação de muitas espécies de répteis, aves e mamíferos maiores (Wright *et al.*, 1994). Esses animais são comuns na América do Sul, estando presentes em todas as formações vegetais brasileiras (Bonvicino *et al.*, 2002). No Brasil existem pelo menos 290 espécies de pequenos mamíferos (Reis *et al.*, 2006). Muitas destas espécies ocorrem em uma mesma região, sendo que em uma mesma área podem ocorrer até 16 espécies (Paise, 2010).

## USO DE HABITATS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA

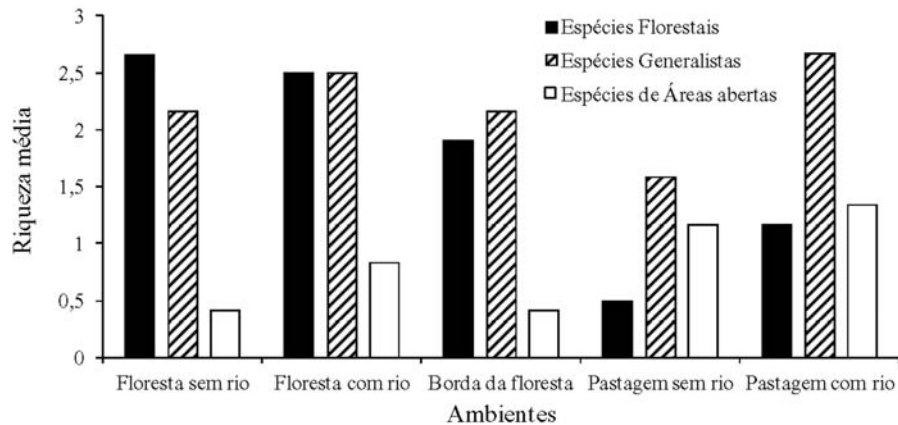
Este estudo apresenta os resultados de um projeto de pesquisa que investigou o uso de diferentes ambientes pelas espécies de roedores e marsupiais em uma paisagem onde os fragmentos florestais de Mata Atlântica são pequenos, isolados e estão separados por uma grande área de pastagens. A área investigada está localizada no município de São Luiz do Paraitinga, no Vale do Paraíba, SP. Além de avaliar se as espécies de pequenos mamíferos estariam isoladas nos fragmentos florestais ou se elas utilizavam diferentes ambientes da paisagem, pretendemos também contribuir para o desenvolvimento de práticas de manejo de paisagens fragmentadas mais adequadas para a manutenção das espécies desse grupo, contribuindo positivamente para a conservação da fauna original da Mata Atlântica.

O Vale do Paraíba, onde se localiza o município de São Luiz do Paraitinga, que é conhecido popularmente pelo tradicional Carnaval de marchinhas, possui um histórico longo e intenso de fragmentação florestal. A paisagem do município, desde 1930, é dominada por áreas de pastagens (59,8 % da paisagem), onde há a predominância da braquiária *Urochloa decumbens* e do capim-gordura *Melinis minutiflora*, utilizadas para a criação de gado leiteiro e de corte. O relevo do município é bastante acidentado, com altitudes variando de 756 a 1,080 m. As áreas de pastagens estão localizadas nas partes baixas do relevo (altitude média 816 m), sendo estas as áreas mais acessíveis e produtivas da paisagem. Os fragmentos florestais de Mata Atlântica que ainda restam no município cobrem apenas 11,8% da paisagem. Esses são pequenos (em média 30 ha) e estão localizados nas partes mais altas do relevo (altitude média 843,54 m). Existem também áreas de capoeiras, eucaliptais e áreas urbanas que ocupam 28,4 % da paisagem.

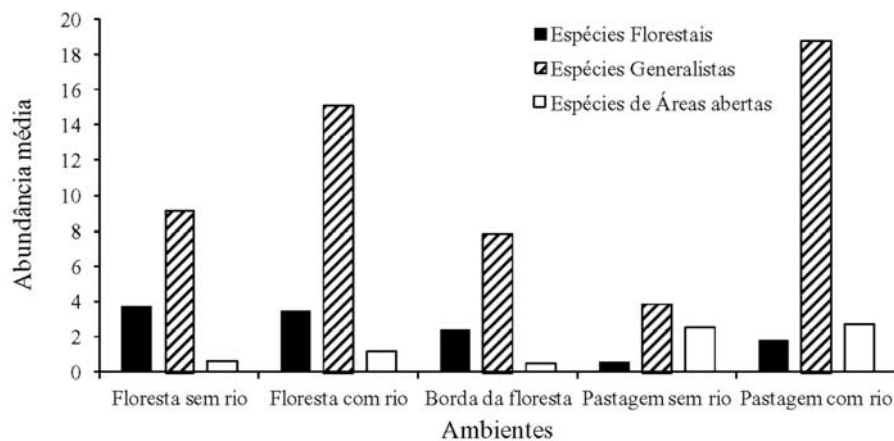
Para avaliar o uso da paisagem fragmentada pelas espécies de roedores e marsupiais nós utilizamos 48 armadilhas de interceptação e queda, que eram formadas por 4 baldes plásticos de 60 l enterrados no solo e interligados a cada 15 m por uma lona plástica de 60 cm de altura. Essas armadilhas foram instaladas em 6 áreas de amostragem e em 5 diferentes ambientes: 1) Floresta sem rio: habitat localizado no interior e nas partes mais altas dos fragmentos florestais; 2) Floresta com rio: difere do habitat anterior por apresentar um rio pequeno (0,45 - 2,00 m de largura e 0,10 - 0,50 m de profundidade) localizado no interior do fragmento florestal; 3) Borda da floresta: área de transição entre o fragmento florestal e as áreas de pastagens adjacentes; 4) Pastagem sem rio: área de pastagens localizada no entorno dos fragmentos; 5) Pastagem com rio: difere do habitat anterior por apresentar um pequeno rio (0,45 - 2,00 m de largura 0,15 - 0,50 m de profundidade) nas áreas de pastagens localizadas no entorno dos fragmentos. Esse habitat está localizado nas regiões mais baixas do relevo. Associado ao pequeno rio há uma pequena faixa de mata ciliar (vegetação que margeia rios e lagos) com 2 - 3 m de largura em cada lado do rio com ervas, arbustos e árvores esparsas. Os animais foram capturados durante 10 dias por mês, de novembro de 2007 a fevereiro de 2008 e de novembro de 2008 a fevereiro de 2009 e registrados quanto à espécie, local de captura, sexo e peso. Os indivíduos foram marcados nas orelhas com anilhas de metal numeradas e soltos no local de captura após seus dados (sexo, peso, medidas corporais) terem sido registrados.

O nosso estudo revelou que as espécies de pequenos mamíferos, no total 20 espécies (12 de roedores e 8 de marsupiais) e 633 indivíduos (572 roedores e 61 marsupiais), utilizaram diferentemente os diferentes tipos de ambientes da paisagem (Figuras 1 e 2). Como esperado, o ambiente menos utilizado pelas espécies foi o ambiente mais alterado, as pastagens sem rio. Ambientes abertos e extremamente alterados, como as áreas de pastagens para a criação de gado atuam como barreiras e, portanto, não são utilizadas para deslocamento e/ou reprodução pela maioria das espécies de roedores e marsupiais. Este padrão também foi observado em outras regiões de Mata Atlântica para pequenos mamíferos (Stevens and Husband, 1998; Olifiers *et al.*, 2005; Lira *et al.*, 2007; Umetsu and Pardini, 2007; Umetsu *et al.*, 2008) e na Floresta Amazônica para diferentes grupos de animais (sapos, aves e pequenos mamíferos - Offerman *et al.*, 1995; Gascon *et al.*, 1999). Nesses estudos, o fragmento florestal, tanto os ambientes de interior como de borda das florestas, foram mais freqüentemente utilizados do que ambientes de pastagens sem rio. No nosso estudo, os ambientes naturais, como o

interior dos fragmentos florestais sem rio e com rio, assim como a borda das florestas e as áreas de pastagens com rios, foram mais freqüentemente utilizados pelas espécies de pequenos mamíferos do que as áreas de pastagens sem rio. As áreas de pastagens sem rio foram freqüentemente utilizadas por espécies de roedores e marsupiais que ocorrem comumente em regiões com áreas abertas como o Cerrado (como o rato-do-campo *Calomys tener* - Figura 3), e por espécies generalistas em termos de uso do habitat e que possuem parte da sua distribuição na Mata Atlântica (como por exemplo, o rato-do-chão *Akodon montensis* - Figura 4). O uso da terra em pequenas propriedades rurais como em São Luiz do Paraitinga, na forma de pastagens para a criação de gado, impediu o uso das áreas de pastagens sem rio pela maioria espécies florestais, como a pequena cuíca *Gracilinanus microtarsus* (Figura 5) e o rato-do-mato *Juliomys pictipes*. Somente 4 espécies florestais (36%) de um total de 11 espécies utilizaram as áreas de pastagens sem rio. Dos 83 indivíduos de roedores e marsupiais que utilizaram as áreas de pastagens sem rio, somente 7 indivíduos (8 %) pertenciam ao grupo de espécies florestais.



**Figura 1.** Riqueza média de roedores e marsupiais em diferentes ambientes da paisagem. Espécies florestais: Utilizam preferencialmente ambientes florestais. Espécies de áreas abertas: Utilizam preferencialmente ambientes abertos. Espécies generalistas: Utilizam ambos os ambientes.



**Figura 2.** Abundância média de roedores e marsupiais em diferentes ambientes da paisagem. O ambiente mais alterado, a pastagem sem rio, foi o ambiente menos utilizado por roedores e marsupiais. Espécies florestais: Utilizam preferencialmente ambientes florestais. Espécies de áreas abertas: Utilizam preferencialmente ambientes abertos. Espécies generalistas: Utilizam ambos os ambientes.

## MATA CILIAR ASSOCIADA AOS PEQUENOS CURSOS D'ÁGUA

Por outro lado, a presença de rios nos ambientes de pastagem favorece a ocorrência dos roedores e marsupiais. Esses animais utilizaram tanto esses ambientes como aqueles localizados dentro dos fragmentos florestais. Isso sugere que os ambientes de pastagens com rios são ambientes naturais que sofreram alterações humanas inferiores as áreas de pastagens sem rio. Das 11 espécies florestais capturadas nos fragmentos florestais, 6 espécies (54 %) foram também capturadas nas áreas de pastagens com rio. Em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, nas quais existem diferentes tipos de ambientes (tais como áreas de pastagens com rios e sem rios), diferenças na presença ou não de rios e da mata ciliar associada (vegetação que margeia rios e lagos) podem resultar em um ambiente habitável ou inabitável para as espécies de roedores e marsupiais.



**Figura 3.** O rato-do-campo, *Calomys tener*, se desloca pelo solo e utiliza preferencialmente áreas abertas (massa corporal = 20 g). Foto: Rafael Gustavo Becker.

**Figura 4.** O rato-do-chão, *Akodon montensis*, se desloca principalmente pelo solo. Trata-se de uma espécie mais generalista, utilizando tanto ambientes florestais como ambientes abertos (massa corporal = 38 g). Foto: Rafael Gustavo Becker.



**Figura 5.** As pequenas cuícas, ou guaiquicas, *Gracilinanus microtarsus*, se deslocam principalmente pelas copas das árvores, utilizando preferencialmente ambientes florestais (massa corporal = 31 g). Foto: Gabriela Paise.

As áreas de pastagens sem rios são ambientes inabitáveis para muitas das espécies florestais de roedores e marsupiais. Isso porque apresentam maiores riscos potenciais de mortalidade, através da predação por animais visualmente orientados (como corujas, gaviões e cachorros-do-mato); além da falta de alimento adequado (frutos, sementes, insetos) e de abrigos (tocas, troncos e galhos caídos). As espécies florestais de roedores e marsupiais são, portanto, as mais vulneráveis e ameaçadas pela destruição da Mata Atlântica.

Este estudo mostrou que as áreas de pastagens com rios, mesmo possuindo um curso d'água pequeno (riacho) e uma pequena faixa de mata ciliar, são ambientes favoráveis para as espécies de roedores e marsupiais. Entretanto, isto não significa que os fragmentos florestais da Mata Atlântica possam ser substituídos por áreas de pastagens com rios. Assim como faixas de matas ciliares de 30 m de largura, em cada margem do rio (para rios pequenos < 10 m de largura), previstas pela atual legislação ambiental brasileira (Lei Federal nº. 4.771, de 15/09/1965), não podem ser substituídas por faixas de 2 - 3 m de largura como as encontradas em paisagens fragmentadas. Neste estudo, devido à estreita faixa de mata ciliar existente ao longo dos rios, a presença de roedores e marsupiais nas áreas de pastagens com rios foi possivelmente temporária, dependente da manutenção das áreas florestais próximas, que funcionariam como áreas-fonte. A permanência de roedores e marsupiais, em longo prazo, assim como a reprodução e sobrevivência desses indivíduos em áreas de pastagens com rios ainda precisam ser investigadas.

No Vale do Paraíba e em São Luiz do Paraitinga, a maioria dos fragmentos florestais está ligada aos rios nas áreas de pastagens através de pequenas faixas de floresta e de cercas rurais que possuem árvores isoladas, sendo que a utilização da mata ciliar em áreas de pastagens pelos pequenos mamíferos deve-se possivelmente a proximidade e ligação aos fragmentos florestais. Como a mata ciliar forma naturalmente faixas de floresta na paisagem e são protegidas por lei, a simples observância desta lei poderia ter um elevado impacto sobre o aumento de áreas habitáveis para roedores e marsupiais. A presença de matas ciliares em áreas de pastagens pode estabelecer uma conexão entre os fragmentos florestais que estão isolados e um corredor de fauna, tanto para roedores e marsupiais como para outros animais, pode ser formado. A preservação da mata ciliar presente nos rios, riachos e córregos, assim como a conservação de árvores isoladas presentes nas áreas de pastagens ou dispostas em linha ao longo das cercas rurais pode ser uma das opções para aumentar a conectividade das florestas em áreas de pastagens tradicionais.

## SUGESTÕES DE MANEJO

Com base nos nossos resultados sugerimos que em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica haja um aumento na fiscalização do cumprimento da lei de proteção a mata ciliar. Deve ocorrer também, um aumento nos incentivos fiscais ao cumprimento do Código Florestal e que se estabeleça alguma forma de remuneração por serviços ambientais prestados. Ações como o plantio de monoculturas florestais nativas, manutenção de árvores e arbustos para sombreamento de cultivos agrícolas, preservação das capoeiras (Umetsu and Pardini, 2007; Fonseca *et al.*, 2009; Pardini *et al.*, 2009), assim como, a conservação de árvores ao longo de cercas rurais e a preservação da mata ciliar em áreas de pastagens precisam sejam mantidas e priorizadas. Essas são ações de manejo que favorecem a conexão da paisagem e a conservação de roedores e marsupiais em paisagens fragmentadas. Essas ações com certeza contribuirão para a conservação de várias outras espécies, atualmente e oficialmente ameaçadas de extinção (como a jaguatirica, gatos-do-mato, lobo-guará, entre outros - Machado *et al.*, 2005), que se alimentam desses animais.

## AGRADECIMENTOS

Nós somos gratos aos 10 proprietários de terras que permitiram o acesso as suas propriedades. Ao Ibama pelas licenças concedidas (02027.002755/2004-16, N. 56705; 42831494, N. 12739-1). Agradecemos a B. D. A. Santos, R. G. Becker, C. G. Becker e a outros colegas pelo auxílio no trabalho de campo. Esta pesquisa recebeu auxílio financeiro da British Ecologic Society (960/1194), Fundação de Desenvolvimento da Unicamp e Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (2007/56410-1). GP recebeu bolsa de estudos (142089/2006-0), EMV (300286/99-6) e PIP (303878/2008-8) receberam bolsa produtividade do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

## REFERÊNCIAS

- Bonvicino CR, Lindbergh SM and Maroja LS (2002) Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz J Biol* 62:764-774.
- Cáceres NC (2002) Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in southern Brazil. *Stud Neot Fauna Environment* 37:97-104.
- Carvalho FMV, Fernandez FAZ and Nessimian JL (2005) Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. *Mammal Biol* 70:366-375.
- Fonseca CR, Ganade G, Baldissera R, Becker CG, Boelter CR, Brescovit AD, Campos LM, Fleck T, Fonseca VS, Hartz SM, Joner F, Kaffer MI, Leal-Zanchet AM, Marcelli MP, Mesquita AS, Mondin CA, Paz CP, Petry MV, Piovensan FN, Putzke J, Stranz A, Vergara M, and

- Vieira EM (2009) Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic forest. *Biol Conserv* 142:1209-1219.
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard RO, Malcom JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M and Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol Conserv* 91:223-229.
- Janos DP, Sahley CT and Emmons LH (1995) Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in amazonian Peru. *Ecology* 76:1852-1858.
- Lira PK, Fernandez FAS, Carlos HSA and Curzio PL (2007) Use of fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *J Trop Ecol* 23:427-435.
- Machado ABM, Martins CSE and Drummond GM (2005) Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, 160 pp.
- Offerman HL, Dale VH, Pearson SM, Bierregaard RO Jr and Neill RV (1995) Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Rev* 3:191-211.
- Olifiers N, Gentile R and Fiszon JT (2005) Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Braz J Biol* 65:495-501.
- Paise G (2010) Efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Mata Atlântica no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 144 pp.
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano E, Paciência PA, Dixo M and Baumgarten J (2009) The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol Conserv* 142:1178-1190.
- Reis N, Peracchi AL, Pedro WA and Lima IP (2006) Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 439 pp.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ and Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141-1153.
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S and Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol Conserv* 142:1242-1251.
- Stevens SM, Husband TP (1998) The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biol Conserv* 85:1-8.
- Umetsu F and Pardini R (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landsc Ecol* 22:517-530.
- Umetsu F, Metzger JP and Pardini R (2008) Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31:359-370.
- Vieira MF, Carvalho-Okano RM and Sazima M (1991) The common opossum (*Didelphis marsupialis*), as a pollinator of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae). *Ciênc Cult* 43:390-393. 1991.
- Wright SJ, Gomper ME and Deleon B (1994) Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71:279-294.

# DIMORFISMO SEXUAL NA TRIBO ORYZOMYINI

*Edson Fiedler de Abreu-Junior*

*Pamella Gusmão de Góes Brennand*

*Elisandra de Almeida Chiquito*

*Cláudia Renata Jorge-Rodrigues*

*Gustavo Simões Libardi*

*Joyce Rodrigues do Prado*

*Alexandre Reis Percequillo*



O dimorfismo sexual pode ser definido como as diferenças em tamanho, forma, fisionomia, órgãos reprodutores e comportamento entre machos e fêmeas (Schulte-Hostedde, 2001; Lammers et al., 2001). Nos mamíferos adultos foi documentada a existência de variação no grau de dimorfismo sexual, acompanhada de considerável debate acerca da base evolutiva dessa variação (Farmer e German, 2004). Conforme Shine (1989), duas explicações principais têm sido propostas para a evolução do dimorfismo sexual: a seleção sexual, que refere-se principalmente às diferenças no tamanho do corpo, onde machos maiores levariam vantagem no sucesso reprodutivo; e divergência intra-específica de nicho, relacionada principalmente às diferentes formas de capturar presas e fugir de predadores, possibilitando a redução da competição entre machos e fêmeas da mesma espécie.

Dentro da classe Mammalia os táxons que apresentam maiores divergências relacionadas ao sexo quanto ao tamanho do corpo são as ordens Primates e Proboscidea, as subordens Odontoceti e Ruminantia da ordem Cetartiodactyla, a subordem Pinnipedia e a família Mustelidae da ordem Carnivora e a família Macropodidae da ordem Diprotodontia; de forma usual nestes grupos os machos exibem tamanhos maiores que as fêmeas. Todos estes exibem uma variação sexual evidente, já que os efeitos da competição sexual, uma das possíveis causas do dimorfismo, são mais pronunciados em espécies de maior tamanho corporal (Weckerly, 1998). As diferenças sexuais no tamanho do corpo são as mais conspícuas, mas outras formas de dimorfismo menos óbvias podem ocorrer, como por exemplo, em sistemas orgânicos e na composição corporal (Schulte-Hostedde, 2001).

A descrição dos padrões de variação genética e morfológica dentro e entre populações é fundamental para definir e identificar os limites de unidades evolutivas independentes na natureza (Fernandes et al., 2009; Reis et al., 2002). O primeiro passo para o reconhecimento de unidades geográficas é entender os níveis de variabilidade dentro das populações devido à idade, sexo ou outros fatores para os caracteres morfométricos comumente utilizados em estudos de sistemática de mamíferos (Mayr, 1969; Patton e Rogers, 1983).

As informações geradas por estes estudos em mamíferos têm sido classicamente derivadas da análise da variação craniana (Voss et al., 1990; Hanken e Thorogood, 1993; Fernandes et al., 2009). Por abrigar um aparato trófico elaborado (dentição e musculatura adutora da mandíbula), bem como os principais órgãos dos sentidos e o cérebro, o crânio está sujeito a um complexo padrão de alterações morfológicas e funcionais durante seu crescimento pós-natal; assim, o desenvolvimento da morfologia craniana deve ser avaliado como resultado de uma série de interações entre o organismo e o ambiente circundante (Herring, 1993; Monteiro et al., 1999), mediado por limitações de ordem mecânica e inerentes aos processos de desenvolvimento. Por estas razões, avaliações mais consistentes da variação, sejam estas de cunho individual, populacional ou em nível de espécie, analisam prioritariamente o crânio, em detrimento de outros complexos morfológicos (como p.ex., massa e tamanho corpóreo), que podem estar mais sujeitos a flutuações ambientais de curto prazo (como p.ex., variação sazonal, disponibilidade de recursos).

Partindo desse princípio, a variabilidade em relação ao sexo como ferramenta para particionar a variação morfológica em roedores vem sendo amplamente testada através de variáveis craniométricas. Para a família Muridae podem ser citados os estudos com *Dasymys incomtus* (Mullin et al., 2001), *Aethomys chrysophilus*, *Micaelamys namaquensis* (Chimimba e Dippenaar, 1994), e *Taterillus gracilis* (Robbins, 1973); para a família Cricetidae foram estudados o gênero *Necromys*, membro da tribo Akodontini (Macêdo e Mares, 1987; Oliveira, 1992), o gênero *Calomys*, da tribo Phyllotini (Hingst-Zaher et al., 2000) alguns representantes da tribo Oryzomyini, como *Transandinomys talamancae* (Musser e Williams, 1985), *Aegialomys xantheolus* (Prado e Percequillo, 2011), o gênero *Zygodontomys* (Voss, 1991), o gênero *Microrizomys* (Carleton e Musser, 1989), algumas espécies do gênero *Cerradomys* (Brandt e Pessôa, 1994; Camardella et al., 1998; Percequillo et al., 2008) e do gênero *Oligoryzomys* (Myers e Carleton, 1981); além dos equimídeos *Proechimys brevicauda* (Patton e Rogers, 1983) e *Thrichomys apereoides* (Monteiro et al., 1999), e o gênero *Ctenomys* (Zenuto et al., 1999; Fernandes et al., 2009).

Embora alguns relatos a respeito do grau de dimorfismo sexual para alguns táxons da tribo Oryzomyini façam parte de alguns trabalhos entre os supracitados, estes são pontuais e independentes, não havendo um panorama geral para a tribo. Além disso, os táxons estudados representam menos de 10% da diversidade da tribo, que segundo Weksler et al. (2006) e Percequillo et al. (2011) é composta por 31 gêneros e aproximadamente 120 espécies, sendo a tribo mais diversa e amplamente distribuída dentro da subfamília Sigmodontinae.

De acordo com a análise filogenética apresentada por Weksler et al. (2006) e Percequillo et al. (2011), a tribo Oryzomyini está dividida em quatro clados (A, B, C e D), sendo os clados B e D os que abrigam o maior número de gêneros. A fim de verificar a estruturação do dimorfismo sexual dentro da filogenia proposta para a tribo, selecionamos seis espécies distribuídas pelos clados B e D para as análises que serão aqui apresentadas. A discussão dos resultados será complementada através de resultados publicados para táxons pertencentes aos clados A e C: para o clado A, o menos diverso da irradiação orizomínea, Voss (1991) descreveu em detalhe a variação sexual para o gênero *Zygodontomys*; para o clado C, o segundo menos diverso, Myers e Carleton, (1981) estudaram o gênero *Oligoryzomys* e Carleton e Musser (1989) avaliaram a variação existente no gênero *Microrizomys*.

Embora exista uma discordância na literatura a respeito da existência ou não de dimorfismo em espécies da tribo, nossa hipótese nula ( $H_0$ ) é que as espécies da Tribo Oryzomyini não apresentam dimorfismo sexual, uma postura concordante com algumas publicações consistentes acerca deste assunto (Goldman, 1918; Voss, 1991). Dessa forma,

o presente trabalho busca complementar os estudos de variação sexual dentro da tribo Oryzomyini, utilizando as espécies *Hylaeamys laticeps*, *H. megacephalus* e *Euryoryzomys russatus* como representantes do clado B, e *Sooretamys angouya*, *Cerradomys maracajuensis* e *C. langguthi* pertencentes ao clado D.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Coleções Examinadas*

Foram analisados aproximadamente 1300 espécimes das seis espécies, *Hylaeamys laticeps*, *H. megacephalus*, *Euryoryzomys russatus*, *Sooretamys angouya*, *Cerradomys maracajuensis* e *C. langguthi*, depositados nas coleções abaixo elencadas:

AMNH – American Museum of Natural History, Nova Iorque;  
BMNH – British Museum of Natural History, Londres;  
FMNH – The Field Museum, Chicago;  
MAM – Meika A. Mustrangi; estes espécimes serão depositados no MZUSP;  
MCZ – Museum of Comparative Zoology, Harvard University;  
MNRJ – Museu Nacional do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro;  
MVZ – Museum of Vertebrate Zoology, Berkeley;  
MZUSP – Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo;  
UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais;  
UFPB – Universidade Federal da Paraíba;  
UMMZ – University of Michigan Museum of Zoology, Ann Arbor;  
USNM – National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington;  
GD – Guillermo D'Elia; estes espécimes serão depositados no UMMZ e em coleções zoológicas do Paraguai.

### *Amostras*

Os indivíduos pertencentes às seis espécies aqui estudadas foram avaliados nos trabalhos de Percequillo (1998), Percequillo et al. (2008), Brennand (2010) e Chiquito (2010), os quais exibem as listas completas de material examinado.

A partir destes dados originais foram selecionadas as amostras ou agrupamentos de amostras para a condução das análises de variação sexual, de acordo com alguns critérios, como exemplos a variação geográfica e ontogenética. A geografia é um componente importante da variação nas espécies da tribo Oryzomyini, como tem sido demonstrado por diversos autores (Percequillo, 1998 e 2003; Jorge-Rodrigues, 2008 e 2011; Percequillo et al., 2008, 2011; Libardi, 2009; Brennand, 2010; Chiquito, 2010). Consequentemente, nesse trabalho buscou-se evitar que esta variação influenciasse nas análises empregadas, restringindo a abrangência geográfica de nosso universo amostral.

Outro critério empregado foi o uso de exemplares considerados adultos, definidos com base no desgaste diferencial dos molares: desde espécimes com o terceiro molar superior com desgaste mediano, com face de oclusão quase plana (paracone ainda discernível na coroa) e exposição mediana de dentina, até espécimes com desgaste mais pronunciado, com superfície de oclusão plana ou levemente côncava e grande exposição de dentina (semelhante às classes 3 a 5 de Voss, 1991, ou à classe de adultos de Musser et al., 1998).

Baseado nos critérios acima mencionados foram selecionadas aquelas amostras com tamanhos mais representativos e equitativos para machos e fêmeas, e embora tenham sido analisados centenas de espécimes de toda a distribuição conhecida das espécies estudadas, as análises foram conduzidas apenas nas melhores amostras (que reúnem cerca de 250 espécimes; ver material examinado).

Estes espécimes analisados estão organizados em uma lista de material para cada amostra (Apêndice I), bem como uma lista das localidades de coleta das amostras de cada espécie (Apêndice II); estas localidades estão ilustradas em um mapa (fig. 1).

### *Morfometria*

Foram consideradas 16 variáveis crânio-dentárias tradicionalmente empregadas em diversos trabalhos (Carleton e Musser, 1989; Voss 1991; Musser et al. 1998), obtidas com o uso de um paquímetro digital de precisão de 0,01mm.

Comprimento total do crânio (CTO): da extremidade anterior do nasal à porção posterior do occipital;

Comprimento côndilo-incisivo (CCI): da maior curvatura do incisivo superior à superfície articular do côndilo occipital do mesmo lado do crânio;

Comprimento do diastema (CDI): da base da coroa do primeiro molar superior à face interna da base do incisivo superior do mesmo lado do crânio;

Comprimento da série molar (CSM): da face anterior do primeiro molar superior à face posterior do terceiro molar superior;

Largura do primeiro molar (LM1): largura do primeiro molar superior medido na altura do protocone;

Comprimento do forâmen incisivo (CFI): maior comprimento interno desse forâmen;  
 Largura do forâmen incisivo (LFI): maior largura interna desse forâmen;  
 Largura do interparietal (LIP): maior largura do interparietal;  
 Comprimento do interparietal (CIP); maior comprimento do interparietal;  
 Comprimento do nasal (CNA): da extremidade anterior do nasal à sutura naso-frontal;  
 Comprimento da ponte palatal (CPP): medido da parte posterior do forâmen incisivo à parte anterior da fossa mesopterigóidea;  
 Menor largura interorbital (LIO): menos distancia através dos frontais na fossa orbital;  
 Largura zigomática (LZI): maior distância externa dos arcos zigomáticos;  
 Largura da placa zigomática (LPZ): a menor distância entre as margens anterior e posterior da raiz zigomática inferior;  
 Comprimento côndilo-zigomático (CCZ): menor distância entre o ponto mais posterior do côndilo occipital e o ponto mais posterior do bordo superior da reentrância zigomática;  
 Comprimento da fossa orbital (CFO): maior medida da fossa orbital entre as raízes esquamosal e maxilar do arco zigomático.

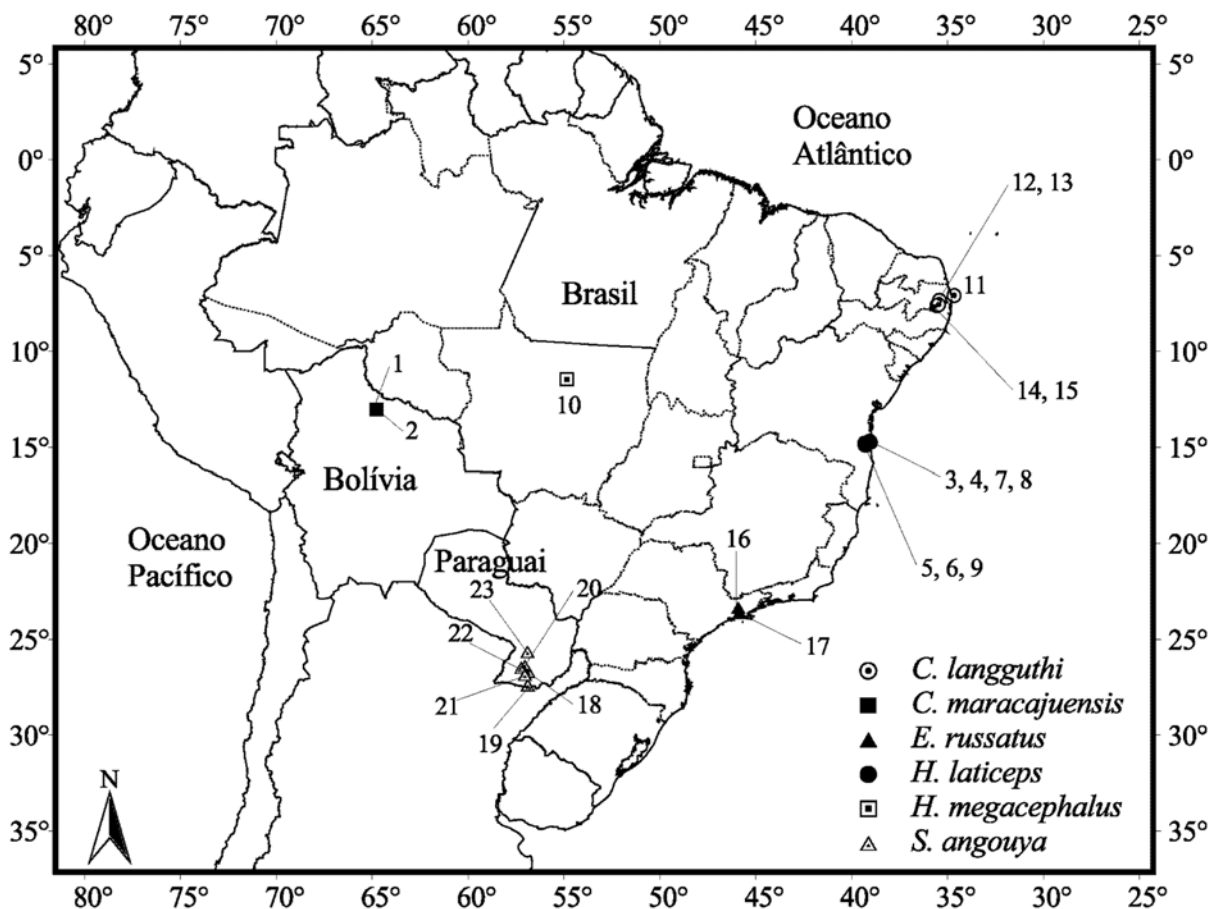


Figura 1. Mapa de distribuição das melhores amostras de *Hylaeamys laticeps*, *H. megacephalus*, *Euryoryzomys russatus*, *Sooretamys angouya*, *Cerradomys maracajuensis* e *C. langguthi*.

#### Análise de Dados

As estatísticas descritivas, contendo os números amostrais e os valores de média, desvio padrão, máximo e mínimo, foram calculadas primeiramente envolvendo todos os indivíduos de cada espécie e, posteriormente, para cada amostra. A matriz de dados brutos contém valores faltantes, pois eventualmente os crânios estão danificados, impedindo a tomada de algumas medidas. Não foi adotado nenhum procedimento para completar os valores faltantes, por isso nas estatísticas descritivas os números amostrais não são homogêneas por variável.

Com o propósito de verificar e comparar as diferenças entre as médias das medidas de machos e fêmeas foram calculados os valores absolutos das diferenças entre as médias de cada sexo (DM):

$$DM = |\bar{X}_{\text{machos}} - \bar{X}_{\text{fêmeas}}|$$

Posteriormente foram calculadas as razões entre estas diferenças e as médias de machos e fêmeas separadamente (%DM<sub>i</sub>), a fim de quantificar a diferença entre os sexos em forma de proporção:

$$\%DM_i = DM/\bar{X}_i,$$

onde  $i$  representa cada sexo separadamente.

Foram realizados testes não-paramétricos de Mann-Whitney para verificar a significância das diferenças entre as médias de machos e fêmeas de cada espécie (Vanzolini, 1993; Simpson et al., 2003). O nível de significância considerado foi  $\alpha < 0,05$ .

Foram conduzidas análises de componentes principais (ACP), baseadas nas matrizes de variâncias e covariâncias, para cada amostra com o intuito de avaliar como as variações de ambos os sexos se comportam no espaço multivariado. Os valores das medidas foram logaritimizadas na base 10 para o cálculo dos componentes principais. Com os coeficientes de cada indivíduo foram elaborados gráficos cartesianos em cujos eixos foram colocados os dois primeiros componentes principais (Manly, 2008).

## RESULTADOS

### *Hylaeamys laticeps*

A estatística descritiva da espécie (Tabela 1) revela que os machos ( $n=64$ ) possuem médias maiores em 14 variáveis e as fêmeas ( $n=39$ ) apresentam os maiores valores médios em apenas duas variáveis cranianas, sendo elas CSM e LM1.

A melhor amostra de *Hylaeamys laticeps*, proveniente do Sul da Bahia, compreende 25 machos e 13 fêmeas. Nesta amostra observamos o mesmo panorama da espécie, onde os machos são maiores em 14 variáveis cranianas e as fêmeas em apenas duas (CSM e LM1).

O resultado do teste de Mann-Whitney (Tabela 1) apontou cinco variáveis significativamente distintas entre machos e fêmeas, sendo elas: CTO, CCI, CDI, LZI e CCZ. As diferenças entre as médias (DM) de machos e fêmeas para CTO, CDI e CCZ são baixas e as suas respectivas proporções (%DMM e %DMF) variam de 2,38 % a 3,14%, tanto para machos quanto para fêmeas. A variável LZI obteve o maior valor de DM (1,02 mm) se comparada às demais variáveis, valor este que representando por sua vez 5,9% das médias dos machos e 6,27% das médias das fêmeas.

A ACP mostra que o primeiro componente representa 52,36% da variação e as variáveis que mais o influenciaram foram CTO, CCI, CCZ e CFO. Já o segundo componente, representando 16,04% da variação, foi influenciado pelas variáveis LFI, CFI, CPP. Apesar de responderem por 68,40% da variação os dois primeiros componentes principais apresentam baixos autovalores (0,006 e 0,002), o que sugere que a variação total desta amostra de machos e fêmeas do Sul da Bahia é bem reduzida. A representação gráfica dos dois primeiros componentes principais (Fig. 2) mostram os machos e fêmeas sobrepostos, apesar dos machos estarem mais dispersos no gráfico, possivelmente uma consequência do maior número de machos.

### *Hylaeamys megacephalus*

A estatística descritiva da espécie *Hylaeamys megacephalus* (Tabela 2) calculada a partir dos dados de 534 indivíduos revela que os machos ( $n=293$ ) possuem médias maiores que as fêmeas ( $n=241$ ) para 12 variáveis, enquanto que nas variáveis LM1, CFI, LFI e LPZ, ocorre o inverso.

A melhor amostra de *H. megacephalus*, oriunda do estado de Mato Grosso, é composta por 15 machos e 17 fêmeas. Analisando a estatística descritiva desta amostra verifica-se que as fêmeas apresentam médias maiores que os machos em 15 variáveis, enquanto que na variável LFI as médias são iguais para ambos os sexos, um padrão distinto daquele exibido pela amostra total da espécie.

Os resultados do teste de Mann-Whitney não apresentaram diferenças estatísticas entre os sexos. Ainda é relevante destacar que os valores de DM, para todas as variáveis, são baixos, bem como suas proporções (%DMM e %DMF). Por exemplo, na variável CTO, que representa o comprimento total do crânio, o DM é 0,69 mm, o que representa apenas 2,30% da média dos machos e 2,25% da média das fêmeas.

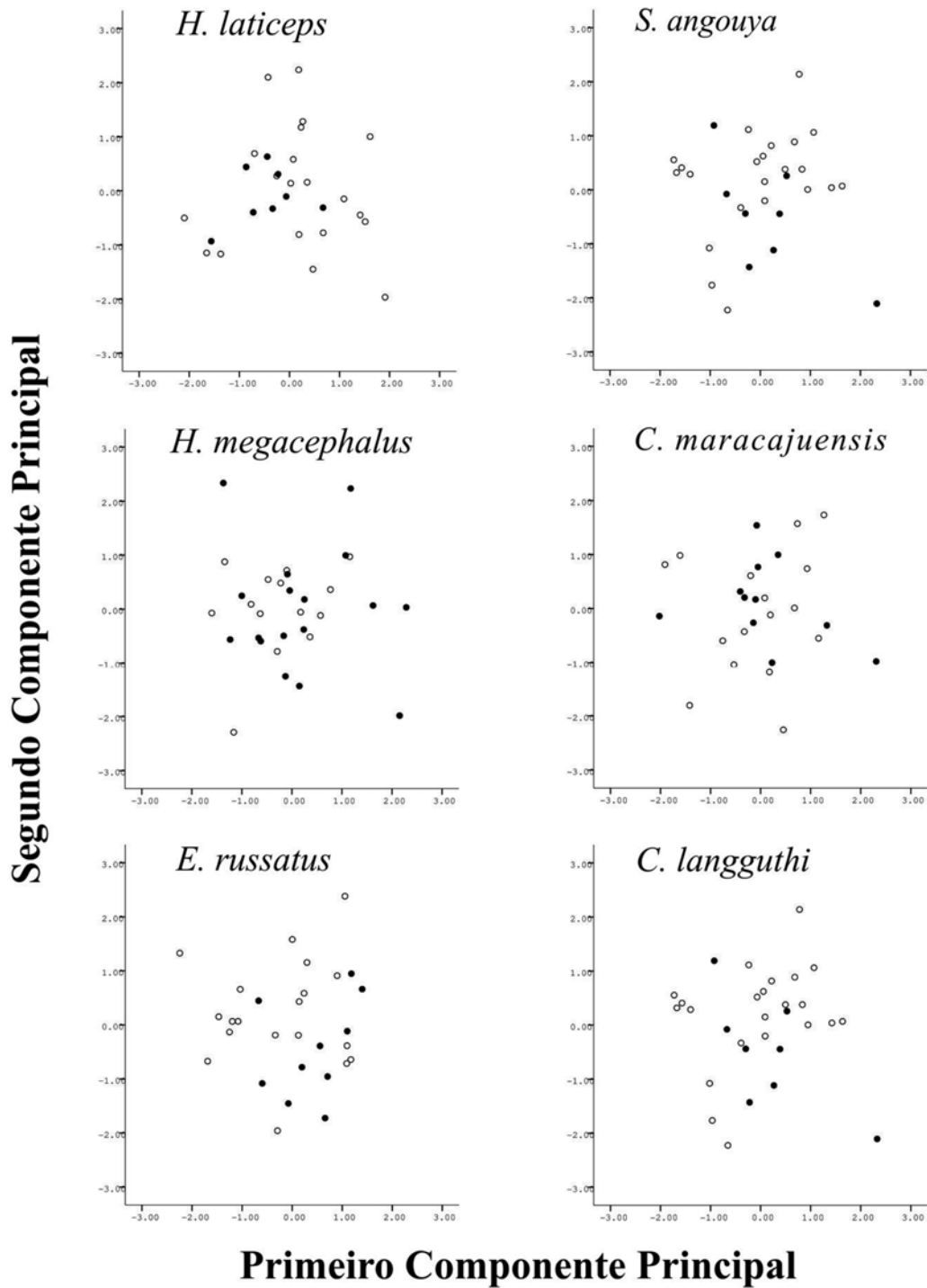
Na análise multivariada, o primeiro componente principal é responsável por 56,93% da variação, sendo influenciado por variáveis como CCI, CTO e CCZ. O segundo componente principal representa 9,54% da variação, sendo que as variáveis CFI, LM1 e CPP explicam a maior parte desta variação. Os autovalores dos componentes principais demonstram que a variação total no espaço multivariado é bastante baixa na amostra. Na figura 2, estão dispostos os coeficientes dos dois primeiros componentes principais de *H. megacephalus*, revelando que os escores dos machos e das fêmeas estão dispersos ao longo dos dois componentes com grande sobreposição.

### *Euryoryzomys russatus*

A estatística descritiva calculada a partir de 168 machos e 116 fêmeas de *E. russatus* demonstrou que os machos apresentam médias maiores do que as fêmeas para 13 variáveis, sendo que CSM e CIP se comportam de maneira oposta - a primeira apresenta uma DM de 0,01mm - e LM1 apresenta médias iguais para ambos os sexos.

Tabela 1. Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Withney e Análise de Componentes Principais da espécie *Hylaemys laticeps*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE             |                                | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                | PROPORÇÃO |      | MANN-WITHNEY |                   | PCA   |        |       |        |
|------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------|------|--------------|-------------------|-------|--------|-------|--------|
|            | Machos                         | fêmeas                         | machos                         | fêmeas                         | DM        | %DMM | %DMF         | 1° CP             | 2° CP | 1° CP  | 2° CP |        |
| <b>CTO</b> | 35,05±1,31<br>(31,75-37,87) 64 | 33,90±1,12<br>(31,32-36,39) 39 | 34,89±1,50<br>(31,75-37,87) 25 | 34,06±0,89<br>(32,76-35,48) 13 | 0,83      | 2,38 | 2,44         | 2,04<br>(p=0,04)  | 0,944 | 0,108  | 0,944 | 0,108  |
| <b>CCI</b> | 31,70±1,23<br>(28,46-34,78) 63 | 30,50±1,03<br>(28,16-33,07) 39 | 31,54±1,33<br>(28,46-33,76) 24 | 30,66±0,93<br>(29,18-32,08) 13 | 0,89      | 2,82 | 2,90         | 2,21<br>(p=0,02)  | 0,934 | 0,135  | 0,934 | 0,135  |
| <b>CDI</b> | 8,96±0,47<br>(7,6-10,07) 64    | 8,54±0,40<br>(7,6-9,49) 38     | 8,87±0,46<br>(7,78-9,73) 25    | 8,60±0,29<br>(8,15-9,04) 12    | 0,27      | 3,04 | 3,14         | 2,09<br>(p=0,03)  | 0,762 | 0,350  | 0,762 | 0,350  |
| <b>CSM</b> | 5,09±0,17<br>(4,67-5,53) 64    | 5,14±0,20<br>(4,62-5,52) 38    | 5,10±0,15<br>(4,82-5,41) 25    | 5,13±0,25<br>(4,62-5,52) 12    | 0,02      | 0,39 | 0,39         | -0,30<br>p=(0,75) | 0,423 | -0,082 | 0,423 | -0,082 |
| <b>LM1</b> | 1,49±0,05<br>(1,39-1,66) 64    | 1,51±0,07<br>(1,39-1,83) 38    | 1,50±0,05<br>(1,4-1,66) 25     | 1,54±0,10<br>(1,43-1,83) 12    | 0,03      | 1,99 | 1,95         | -0,92<br>(p=0,35) | 0,265 | 0,102  | 0,265 | 0,102  |
| <b>CFI</b> | 5,01±0,40<br>(4,05-5,92) 64    | 4,82±0,35<br>(4,11-5,51) 39    | 4,99±0,44<br>(4,26-5,92) 25    | 4,88±0,28<br>(4,36-5,51) 13    | 0,10      | 2,00 | 2,04         | 0,44<br>(p=0,65)  | 0,463 | 0,756  | 0,463 | 0,756  |
| <b>LFI</b> | 2,42±0,20<br>(1,99-2,83) 64    | 2,30±0,18<br>(1,76-2,77) 39    | 2,44±0,19<br>(2,1-2,83) 25     | 2,34±0,15<br>(2,13-2,74) 13    | 0,09      | 3,69 | 3,83         | 1,67<br>(p=0,09)  | 0,336 | 0,810  | 0,336 | 0,810  |
| <b>LIP</b> | 10,58±0,49<br>(9,21-11,52) 64  | 10,23±0,56<br>(8,74-11,17) 39  | 10,48±0,46<br>(9,63-11,41) 25  | 10,34±0,53<br>(9,38-11,12) 13  | 0,13      | 1,24 | 1,26         | 0,75<br>(p=0,45)  | 0,557 | -0,324 | 0,557 | -0,324 |
| <b>CIP</b> | 4,49±0,58<br>(3,09-6,7) 64     | 4,23±0,33<br>(3,53-4,92) 39    | 4,59±0,64<br>(3,84-6,7) 25     | 4,43±0,32<br>(3,82-4,92) 13    | 0,15      | 3,27 | 3,38         | 0,50<br>(p=0,61)  | 0,847 | -0,312 | 0,847 | -0,312 |
| <b>CNA</b> | 13,45±0,75<br>(11,95-16,43) 64 | 12,96±0,62<br>(11,69-14,55) 39 | 13,46±0,90<br>(11,95-16,43) 25 | 12,91±0,50<br>(11,91-13,75) 13 | 0,55      | 4,08 | 4,26         | 1,93<br>(p=0,05)  | 0,751 | 0,068  | 0,751 | 0,068  |
| <b>CPP</b> | 7,41±0,42<br>(6,42-8,43) 64    | 7,23±0,38<br>(6,53-8,14) 39    | 7,35±0,45<br>(6,42-8,22) 25    | 7,32±0,37<br>(6,66-8,14) 13    | 0,04      | 0,54 | 0,55         | 0,01<br>(p=0,98)  | 0,583 | -0,419 | 0,583 | -0,419 |
| <b>LIO</b> | 5,30±0,21<br>(4,6-5,73) 64     | 5,24±0,21<br>(4,81-5,81) 39    | 5,25±0,23<br>(4,6-5,56) 25     | 5,22±0,16<br>(4,94-5,48) 13    | 0,03      | 0,57 | 0,57         | 0,70<br>(p=0,47)  | 0,556 | -0,113 | 0,556 | -0,113 |
| <b>LZI</b> | 17,31±0,65<br>(15,85-18,72) 60 | 16,53±0,64<br>(15,26-17,65) 33 | 17,28±0,74<br>(15,85-18,72) 21 | 16,27±0,65<br>(15,44-17,21) 8  | 1,02      | 5,90 | 6,27         | 2,83<br>(p=0,00)  | 0,642 | -0,069 | 0,642 | -0,069 |
| <b>LPZ</b> | 4,13±0,34<br>(3,22-4,91) 64    | 3,92±0,28<br>(3,27-4,48) 39    | 3,99±0,37<br>(3,22-4,82) 25    | 3,92±0,26<br>(3,27-4,24) 13    | 0,07      | 1,75 | 1,79         | 0,21<br>(p=0,82)  | 0,882 | -0,012 | 0,882 | -0,012 |
| <b>CCZ</b> | 24,13±0,90<br>(21,79-26,44) 63 | 23,25±0,76<br>(21,71-24,83) 39 | 24,11±0,98<br>(21,79-25,87) 24 | 23,41±0,75<br>(22,48-24,69) 13 | 0,69      | 2,86 | 2,95         | 2,35<br>(p=0,01)  | 0,905 | 0,098  | 0,905 | 0,098  |
| <b>CFO</b> | 11,41±0,47<br>(10,09-12,27) 64 | 11,05±0,38<br>(10,22-12,14) 39 | 11,43±0,48<br>(10,31-12,18) 25 | 11,18±0,40<br>(10,61-12,14) 13 | 0,25      | 2,19 | 2,24         | 1,78<br>(p=0,07)  | 0,905 | 0,035  | 0,905 | 0,035  |
| Autovvalor |                                |                                |                                |                                |           |      |              |                   | 0,006 | 0,002  | 0,006 | 0,002  |
| %Variância |                                |                                |                                |                                |           |      |              |                   | 52,36 | 16,04  | 52,36 | 16,04  |



**Figura 2.** Coeficientes das Análises de Componentes Principais (ACP) em 16 variáveis craniométricas plotadas no primeiro e segundo componente.

A melhor amostra da espécie, procedente da região de Salesópolis, na Serra do Mar do estado de São Paulo, consiste de 25 machos e 15 fêmeas. O padrão das médias das medidas desta amostra é diferente em comparação ao da espécie, sendo que as fêmeas apresentam médias maiores do que os machos para as variáveis CSM, LM1, CIP, LPZ, LFI e LIP.

O teste de Mann-Whitney nesta amostra apontou LIO como única variável dimórfica ( $p=0,00$ ). A DM para esta variável é de 0,19 mm, representando 3,42% da média de machos e 3,54% da média das fêmeas, o que consideramos uma variação pequena. Em termos de proporção, CIP foi a variável com maior DM (0,33 mm), representando 7,76% e 7,21% das médias de machos e fêmeas, respectivamente. Entretanto, essa diferença não foi considerada significativa ( $p=0,11$ ). De maneira geral, as proporções das DM's em relação às médias se comportam de maneira muito similar em ambos os sexos, como pode ser observado na tabela 3.

Tabela 2. Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Whitney e Análise de Componentes Principais da espécie *Hylaemys megacephalus*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE              |                                 | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                | PROPORÇÃO |      | MANN-WITHNEY |                   | PCA   |        |
|------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------|------|--------------|-------------------|-------|--------|
|            | machos                          | fêmeas                          | machos                         | fêmeas                         | DM        | %DMM | %DMF         | 1° CP             | 2° CP |        |
| <b>CTO</b> | 31,38±1,36<br>(27,97-35,1) 275  | 31,11±1,35<br>(27,23-34,36) 220 | 30,03±1,26<br>(27,97-32,57) 14 | 30,71±1,93<br>(28,01-34,01) 17 | 0,69      | 2,30 | 2,25         | -0,87<br>(p=0,38) | 0,970 | -0,001 |
| <b>CCI</b> | 28,30±1,33<br>(23,73-31,66) 277 | 27,98±1,83<br>(8,05-31,66) 225  | 27,28±1,30<br>(25,39-29,80) 14 | 27,99±1,98<br>(25,19-31,66) 17 | 0,72      | 2,64 | 2,57         | -1,03<br>(p=0,30) | 0,974 | -0,042 |
| <b>CDI</b> | 8,25±0,51<br>(6,71-9,83) 287    | 8,15±0,55<br>(4,03-9,48) 236    | 7,54±0,44<br>(6,71-8,26) 15    | 7,94±0,71<br>(6,61-9,09) 17    | 0,41      | 5,44 | 5,16         | -1,52<br>(p=0,12) | 0,907 | 0,120  |
| <b>CSM</b> | 4,64±0,20<br>(3,95-5,20) 286    | 4,63±0,31<br>(1,19-5,22) 236    | 4,48±0,26<br>(3,95-4,88) 15    | 4,60±0,30<br>(3,91-5,07) 17    | 0,11      | 2,45 | 2,39         | -1,15<br>(p=0,24) | 0,530 | -0,263 |
| <b>LM1</b> | 1,37±0,08<br>(1,07-1,7) 291     | 1,39±0,21<br>(1,18-4,31) 241    | 1,47±0,08<br>(1,31-1,63) 15    | 1,53±0,13<br>(1,24-1,79) 17    | 0,05      | 3,38 | 3,27         | -1,49<br>(p=0,13) | 0,557 | -0,494 |
| <b>CFI</b> | 4,40±0,38<br>(3,31-5,46) 290    | 4,43±0,37<br>(2,26-5,20) 241    | 3,93±0,31<br>(3,31-4,75) 15    | 4,07±0,38<br>(3,52-4,91) 17    | 0,14      | 3,56 | 3,44         | -1,00<br>(p=0,31) | 0,434 | 0,759  |
| <b>LFI</b> | 2,39±0,20<br>(1,86-3,08) 292    | 2,40±0,25<br>(1,83-4,93) 241    | 2,28±0,14<br>(2,08-2,53) 15    | 2,28±0,15<br>(2,05-2,61) 17    | 0,00      | 0,00 | 0,00         | -0,03<br>(p=0,96) | 0,604 | 0,198  |
| <b>LIP</b> | 9,66±0,63<br>(7,87-11,49) 266   | 9,53±0,74<br>(3,46-11,36) 228   | 9,48±0,56<br>(8,56-10,44) 14   | 9,56±0,62<br>(8,67-10,8) 17    | 0,08      | 0,84 | 0,84         | -0,43<br>(p=0,66) | 0,481 | 0,209  |
| <b>CIP</b> | 3,84±0,46<br>(2,51-5,23) 268    | 3,81±0,43<br>(2,55-5,08) 231    | 3,88±0,34<br>(3,08-4,45) 14    | 3,93±0,34<br>(3,53-4,80) 17    | 0,06      | 1,55 | 1,52         | 0,05<br>(p=0,95)  | 0,492 | 0,407  |
| <b>CNA</b> | 12,44±0,83<br>(5,17-14,51) 285  | 12,37±0,76<br>(9,68-15,30) 231  | 11,78±0,70<br>(10,77-13,10) 15 | 11,91±0,99<br>(9,68-13,54) 17  | 0,12      | 1,02 | 1,01         | -0,60<br>(p=0,54) | 0,868 | 0,061  |
| <b>CPP</b> | 6,79±0,45<br>(4,47-8,00) 290    | 6,73±0,42<br>(4,65-8,18) 240    | 6,71±0,32<br>(6,01-7,29) 15    | 6,89±0,59<br>(5,81-8,18) 17    | 0,19      | 2,83 | 2,75         | -1,13<br>(p=0,25) | 0,757 | -0,493 |
| <b>LIO</b> | 5,09±0,37<br>(4,55-10,29) 293   | 4,99±0,24<br>(4,42-5,74) 241    | 5,01±0,14<br>(4,8-5,280) 15    | 5,02±0,26<br>(4,60-5,50) 17    | 0,01      | 0,20 | 0,20         | 0,05<br>(p=0,95)  | 0,630 | 0,208  |
| <b>LZI</b> | 15,86±0,88<br>(13,57-18,02) 231 | 15,61±0,75<br>(13,47-17,29) 207 | 14,83±0,70<br>(13,57-16,37) 14 | 15,19±0,87<br>(13,71-16,87) 17 | 0,37      | 2,49 | 2,43         | -1,27<br>(p=0,20) | 0,899 | -0,115 |
| <b>LPZ</b> | 3,34±0,27<br>(2,56-4,49) 293    | 3,36±0,28<br>(2,75-4,44) 241    | 3,58±0,30<br>(3,14-4,12) 15    | 3,70±0,33<br>(3,21-4,38) 17    | 0,13      | 3,63 | 3,50         | -1,00<br>(p=0,31) | 0,746 | -0,139 |
| <b>CCZ</b> | 21,59±1,01<br>(19,22-24,25) 278 | 21,37±0,93<br>(18,68-24,02) 225 | 20,73±1,10<br>(19,23-22,46) 14 | 21,32±1,42<br>(19,59-24,02) 17 | 0,58      | 2,80 | 2,72         | -0,99<br>(p=0,32) | 0,967 | -0,035 |
| <b>CFO</b> | 10,62±0,50<br>(9,35-11,98) 293  | 10,54±0,46<br>(9,40-11,79) 238  | 10,24±0,48<br>(9,48-11,02) 15  | 10,46±0,61<br>(9,55-11,79) 17  | 0,23      | 2,25 | 2,20         | -0,79<br>(p=0,42) | 0,870 | -0,220 |
| Autovalor  |                                 |                                 |                                |                                |           |      |              |                   | 0,008 | 0,002  |
| %Variância |                                 |                                 |                                |                                |           |      |              |                   | 52,99 | 12,68  |

**Tabela 3.** Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Whitney e Análise de Componentes Principais da espécie *Euryoryzomys russatus*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE              |                                 | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                | PROPORÇÃO |       | MANN-WITHNEY |                   | PCA    |        |
|------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------|-------|--------------|-------------------|--------|--------|
|            | machos                          | fêmeas                          | machos                         | fêmeas                         | DM        | %DIMM | %DMF         | 1° CP             | 2° CP  |        |
| <b>CTO</b> | 35,45±1,43<br>(30,7-39,22) 159  | 35,11±1,30<br>(31,94-38,16) 101 | 35,08±1,23<br>(30,7-37,45) 25  | 34,81±1,36<br>(32,95-38,08) 14 | 0,27      | 0,77  | 0,78         | 1,31<br>(p=0,18)  | 0,208  | 0,854  |
| <b>CCI</b> | 31,77±1,33<br>(27,99-35,54) 159 | 31,34±1,19<br>(28,45-34,65) 103 | 31,53±1,30<br>(28,28-35,54) 24 | 31,09±1,17<br>(29,56-33,97) 14 | 0,43      | 1,36  | 1,38         | 1,51<br>(p=0,13)  | 0,079  | 0,822  |
| <b>CDI</b> | 9,08±0,51<br>(7,66-10,48) 164   | 8,88±0,56<br>(5,49-10,22) 113   | 8,93±0,44<br>(7,96-10,32) 25   | 8,63±0,47<br>(7,84-9,59) 15    | 0,29      | 3,25  | 3,36         | 1,92<br>(p=0,05)  | 0,123  | 0,832  |
| <b>CSM</b> | 5,10±0,17<br>(4,62-5,59) 163    | 5,11±0,18<br>(4,56-5,49) 111    | 5,12±0,09<br>(4,91-5,26) 25    | 5,19±0,15<br>(4,98-5,46) 15    | 0,06      | 1,17  | 1,16         | -1,28<br>(p=0,19) | 0,036  | 0,148  |
| <b>LM1</b> | 1,49±0,06<br>(1,23-1,67) 167    | 1,49±0,05<br>(1,33-1,67) 114    | 1,48±0,05<br>(1,37-1,55) 25    | 1,51±0,03<br>(1,46-1,58) 14    | 0,03      | 2,01  | 1,97         | -1,44<br>(p=0,14) | 0,200  | 0,198  |
| <b>CFI</b> | 5,95±0,35<br>(4,96-6,69) 167    | 5,90±0,344<br>(5,17-6,9) 115    | 5,84±0,32<br>(4,96-6,54) 25    | 5,73±0,33<br>(5,22-6,45) 15    | 0,11      | 1,88  | 1,92         | 1,24<br>(p=0,21)  | 0,163  | 0,733  |
| <b>LFI</b> | 2,36±0,17<br>(1,91-3,00) 167    | 2,32±0,17<br>(1,89-2,77) 116    | 2,20±0,14<br>(1,91-2,57) 25    | 2,21±0,09<br>(2,00-2,38) 15    | 0,06      | 2,63  | 2,70         | 1,22<br>(p=0,31)  | 0,194  | 0,753  |
| <b>LIP</b> | 10,28±0,67<br>(8,32-11,82) 161  | 10,18±0,60<br>(8,43-12,00) 105  | 10,15±0,64<br>(9,05-11,67) 23  | 10,16±0,55<br>(8,88-11,02) 14  | 0,02      | 0,20  | 0,20         | -0,36<br>(p=0,71) | 0,334  | 0,510  |
| <b>CIP</b> | 4,26±0,50<br>(3,15-5,4) 159     | 4,37±0,49<br>(3,17-5,2) 104     | 4,25±0,58<br>(3,18-5,13) 22    | 4,58±0,45<br>(3,61-5,06) 13    | 0,33      | 7,76  | 7,21         | -1,57<br>(p=0,11) | 0,988  | -0,143 |
| <b>CNA</b> | 14,47±0,85<br>(11,41-16,69) 160 | 14,40±0,78<br>(12,51-16,54) 111 | 14,20±0,88<br>(11,41-16,18) 25 | 14,16±0,67<br>(13,36-15,57) 14 | 0,05      | 0,35  | 0,35         | 0,57<br>(p=0,56)  | 0,000  | 0,671  |
| <b>CPP</b> | 6,67±0,36<br>(5,53-7,9) 165     | 6,65±0,34<br>(5,81-7,55) 116    | 6,73±0,30<br>(6,25-7,52) 25    | 6,63±0,34<br>(6,17-7,44) 15    | 0,10      | 1,48  | 1,51         | 0,96<br>(p=0,33)  | 0,005  | 0,536  |
| <b>LIO</b> | 5,54±0,27<br>(4,81-6,26) 168    | 5,46±0,25<br>(4,67-6,08) 116    | 5,55±0,20<br>(5,13-5,9) 25     | 5,37±0,25<br>(5,03-6,07) 15    | 0,19      | 3,42  | 3,54         | 2,61<br>(p=0,00)  | -0,318 | 0,232  |
| <b>LZI</b> | 17,92±0,77<br>(15,67-19,69) 137 | 17,84±0,67<br>(15,9-19,59) 99   | 18,14±0,51<br>(17,38-19,19) 20 | 17,88±0,39<br>(16,96-18,58) 13 | 0,27      | 1,49  | 1,51         | 1,49<br>(p=0,13)  | 0,155  | 0,746  |
| <b>LPZ</b> | 4,09±0,28<br>(3,44-5,01) 167    | 4,07±0,26<br>(3,3-4,74) 116     | 4,09±0,23<br>(3,48-4,48) 25    | 4,15±0,27<br>(3,74-4,65) 15    | 0,06      | 1,46  | 1,44         | -0,53<br>(p=0,59) | 0,120  | 0,469  |
| <b>CCZ</b> | 24,25±0,96<br>(21,48-26,67) 158 | 23,88±0,89<br>(21,72-26,2) 103  | 24,01±0,80<br>(21,5-25,17) 24  | 23,86±0,91<br>(22,78-26,2) 14  | 0,16      | 0,67  | 0,67         | 1,27<br>(p=0,20)  | 0,096  | 0,779  |
| <b>CFO</b> | 11,93±0,46<br>(10,6-12,87) 168  | 11,77±0,43<br>(10,76-12,87) 116 | 11,90±0,37<br>(11,05-12,77) 25 | 11,77±0,40<br>(11,28-12,57) 15 | 0,12      | 1,01  | 1,02         | 1,17<br>(p=0,24)  | 0,135  | 0,675  |
| Autovalor  |                                 |                                 |                                |                                |           |       |              |                   | 0,003  | 0,002  |
| %Variância |                                 |                                 |                                |                                |           |       |              |                   | 39,40  | 26,16  |



A ACP conduzida na amostra demonstrou que o primeiro componente principal compreende 39,40% da variação e o segundo, 26,16%. Os autovalores dos dois primeiros componentes (0,003 e 0,002) demonstram que a variação multivariada é bastante baixa. As variáveis LIP, CIP e LIO são as que mais influenciam o primeiro componente, sendo LIO na direção oposta. Já no segundo componente, diversas variáveis influenciam de forma semelhante, sendo destaque CTO, CCI, CDI, CFI, LFI CCZ, que são variáveis relacionadas ao comprimento do crânio e do rosto. Na figura 2, as nuvens de pontos dos escores individuais de machos e fêmeas estão amplamente sobrepostas e dispersas pelos eixos dos componentes principais.

#### *Sooretamys angouya*

Num panorama geral da espécie (96 machos e 103 fêmeas), a estatística descritiva mostra que as médias dos machos são maiores que as médias das fêmeas para 13 variáveis; no entanto, para LIP e LPZ as fêmeas se mostraram maiores que os machos e, por último, as médias da variável LFI foram iguais para ambos os sexos.

A melhor amostra de *Sooretamys angouya* proveniente da Bacia do Río Tebicuary, no Paraguai, compreende 27 espécimes, sendo 10 machos e 17 fêmeas, e mostra um quadro semelhante ao da amostra total da espécie. A estatística descritiva revelou que nas variáveis LFI e LIP as fêmeas são maiores que os machos; o inverso foi verificado para todas as outras variáveis. O teste de Mann-Whitney revelou que as variáveis CCI, CCZ e CFO foram significativamente diferentes ( $p=0,02$ ,  $p=0,01$  e  $p=0,04$ , respectivamente); no entanto, as DMs para as três variáveis, 0,82 mm, 0,71 mm e 0,34 mm, respectivamente, são reduzidas se comparadas às dimensões reais das variáveis, pois as %DMM e %DMF variaram entre 2,18% e 2,49%. De acordo com a tabela 4, podemos observar que a variável CIP apresenta %DMM e %DMF consideravelmente maior que o encontrado nas demais variáveis (10,28% e 11,46%, respectivamente), mas esta não apresentou resultados significantes.

No espaço multivariado, a ACP (Tabela 4) demonstrou que as variáveis mais influentes no primeiro componente, que representa 41,53% da variação, estão relacionadas ao interparietal (LIP e CIP). Já ao longo do segundo componente, responsável por 18,07% da variação, as variáveis que exibem maior correlação são diretamente relacionadas ao comprimento do crânio (CTO, CCI e CDI). Os autovalores destes componentes (0,003 e 0,001, respectivamente) revelam que a variação absoluta é bem reduzida na amostra. O gráfico de dispersão dos pontos (Fig. 2) evidencia que os machos estão dispersos ao longo do segundo componente principal, enquanto as fêmeas estão dispersas ao longo de ambos os componentes, havendo sobreposição entre os grupos.

#### *Cerradomys maracajuensis*

De uma forma abrangente, a espécie *Cerradomys maracajuensis*, representada nesta análise por 51 machos e 50 fêmeas, apresenta cinco variáveis em que as médias dos machos são maiores que as das fêmeas, CSM, LIP, CIP, LIO e LZI; o inverso é observado nas demais variáveis (Tabela 5).

A melhor amostra analisada de *C. maracajuensis*, oriunda da Província de El Beni, na Bolívia, compreende 42 espécimes, sendo 25 machos e 17 fêmeas. A estatística descritiva revelou que as fêmeas apresentam a maioria das dimensões crânio-dentárias com médias maiores que aquelas apresentadas pelos machos, CTO, CDI, LM1, LFI, CIP, CNA, CPP, LIO, LZI, LPZ e CFO. No entanto, o teste de Mann-Whitney não acusou diferença estatística significativa entre qualquer variável. A maior diferença entre médias foi observada em CNA, 0,45 mm, que representa 3,29% e 3,19% da média em machos e fêmeas, respectivamente; e em LPZ, 0,12mm, representando 3,17% e 3,08% da magnitude das médias de machos e fêmeas.

No espaço multivariado, a ACP (Tabela 5) demonstrou que o primeiro componente principal responde por 43,87% da variação, sendo influenciado principalmente pelas dimensões interparietais (LIP e CIP) e CFI. Já o segundo componente representa 20,57% da variação, sendo as variáveis mais influentes CTO, CCI e CCZ relacionadas ao comprimento craniano. Os autovalores dos componentes principais (0,005 e 0,002) mostram como a variação no espaço multivariado é reduzida. A figura 2 apresenta os machos e fêmeas dispersos ao longo dos dois componentes, com coeficientes individuais apresentando notável sobreposição.

#### *Cerradomys langguthi*

A estatística descritiva das 16 variáveis craniométricas analisadas para a espécie (54 machos e 21 fêmeas) revela que os machos têm médias maiores em todas as variáveis. Restringindo-se a estatística descritiva da melhor amostra analisada, proveniente da região de Natuba, na divisa dos estados de Pernambuco e Paraíba, que inclui 40 machos e 17 fêmeas, os machos mostraram-se maiores em 14 variáveis, sendo que, desta vez as fêmeas apresentaram-se maiores médias nas variáveis CNA e LPZ.

O teste de Mann-Whitney apontou dimorfismo significativo para LIO, LZI e CFO. Entretanto, essas mesmas variáveis apresentaram DM's muito baixas em comparação às dimensões reais das variáveis (Tabela 6); as DM's de LIO, LZI e CFO foram de 0,17mm (%DMM= 2,99; %DMF= 3,09), 0,45mm (%DMM= 2,56; %DMF= 2,63) e 0,24mm (%DMM= 2,03; %DMF= 2,07) respectivamente. Além disso, as %DMM e %DMF revelam que na maioria das variáveis esses valores não excedem ou pouco excedem 2%; os valores mais altos referem-se à variável CIP, com %DMM igual a 5,43 e %DMF igual a 5,74.

Tabela 4. Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Whitney e Análise de Componentes Principais da espécie *Sooretamys angouya*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE             |                                 | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                | PROPORÇÃO |       | MANN-WITNEY |                   | PCA    |        |        |       |
|------------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------|-------|-------------|-------------------|--------|--------|--------|-------|
|            | machos                         | fêmeas                          | machos                         | fêmeas                         | DM        | %DMM  | %DMF        | 1° CP             | 2° CP  | 1° CP  | 2° CP  |       |
| <b>CTO</b> | 39,62±2,21<br>(32,87-44,31) 85 | 39,26±1,60<br>(35,01-43,83) 89  | 41,20±1,15<br>(39,93-43,31) 10 | 40,38±1,18<br>(39,03-43,83) 17 | 0,81      | 1,97  | 2,01        | -1,80<br>(p=0,07) | 0,208  | 0,854  | 0,854  |       |
| <b>CCI</b> | 36,23±2,20<br>(29,02-41,05) 92 | 35,93±1,54<br>(31,6-39,7) 94    | 37,59±0,90<br>(36,35-39,02) 10 | 36,77±1,08<br>(35,5-39,7) 17   | 0,82      | 2,18  | 2,23        | -2,26<br>(p=0,02) | 0,079  | 0,822  | 0,822  |       |
| <b>CDI</b> | 10,22±0,79<br>(8,18-12,1) 96   | 10,08±0,67<br>(7,94-11,85) 102  | 10,91±0,21<br>(10,66-11,35) 10 | 10,65±0,45<br>(9,93-11,49) 17  | 0,25      | 2,29  | 2,35        | -1,88<br>(p=0,05) | 0,123  | 0,832  | 0,832  |       |
| <b>CSM</b> | 6,09±0,27<br>(5,16-6,76) 95    | 6,00±0,25<br>(5,41-6,7) 101     | 6,21±0,31<br>(5,78-6,75) 10    | 6,11±0,26<br>(5,6-6,64) 17     | 0,09      | 1,45  | 1,47        | -0,58<br>(p=0,56) | 0,036  | 0,148  | 0,148  |       |
| <b>LM1</b> | 1,71±0,08<br>(1,45-1,98) 95    | 1,68±0,08<br>(1,49-1,9) 102     | 1,72±0,07<br>(1,64-1,86) 10    | 1,69±0,07<br>(1,51-1,83) 17    | 0,04      | 2,31  | 2,37        | -0,70<br>(p=0,48) | 0,200  | 0,198  | 0,198  |       |
| <b>CFI</b> | 8,27±0,66<br>(5,57-9,5) 96     | 8,17±0,50<br>(6,71-9,46) 103    | 8,89±0,24<br>(8,53-9,27) 10    | 8,66±0,43<br>(7,82-9,46) 17    | 0,22      | 2,47  | 2,54        | 1,61<br>(p=0,11)  | 0,163  | 0,733  | 0,733  |       |
| <b>LFI</b> | 2,86±0,26<br>(2,02-3,43) 93    | 2,86±0,21<br>(2,39-3,35) 101    | 3,00±0,14<br>(2,71-3,29) 10    | 3,04±0,14<br>(2,62-3,21) 17    | 0,03      | 1,00  | 0,99        | -1,05<br>(p=0,29) | 0,194  | 0,753  | 0,753  |       |
| <b>LIP</b> | 10,80±0,79<br>(8,02-12,35) 91  | 10,81±0,83<br>(8,24-13,14) 91   | 10,64±0,76<br>(9,11-11,58) 9   | 10,72±0,92<br>(9,25-12,05) 16  | 0,09      | 0,85  | 0,84        | -0,51<br>(p=0,61) | 0,334  | 0,510  | 0,510  |       |
| <b>CIP</b> | 4,52±0,51<br>(3,05-5,96) 90    | 4,44±0,52<br>(3,27-5,8) 92      | 4,96±0,32<br>(4,53-5,57) 9     | 4,44±0,60<br>(3,27-5,08) 16    | 0,51      | 10,28 | 11,46       | 1,89<br>(p=0,05)  | 0,988  | -0,143 | -0,143 |       |
| <b>CNA</b> | 15,36±1,11<br>(12,22-18,05) 90 | 15,25±0,90<br>(13,01-17,76) 93  | 16,11±0,86<br>(14,8-17,27) 10  | 15,92±0,58<br>(14,63-17,27) 17 | 0,18      | 1,12  | 1,13        | 0,28<br>(p=0,78)  | 0,000  | 0,671  | 0,671  |       |
| <b>CPP</b> | 7,06±0,50<br>(5,8-8,26) 96     | 6,93±0,51<br>(5,4-7,94) 103     | 7,08±0,43<br>(6,4-7,73) 10     | 7,05±0,43<br>(6,45-7,94) 17    | 0,03      | 0,42  | 0,43        | 0,40<br>(p=0,68)  | 0,005  | 0,536  | 0,536  |       |
| <b>LIU</b> | 5,45±0,26<br>(4,78-6,16) 96    | 5,41±0,24<br>(4,9-6,00) 103     | 5,64±0,26<br>(5,32-6,01) 10    | 5,49±0,25<br>(5,03-5,92) 17    | 0,14      | 2,48  | 2,55        | 1,38<br>(p=0,16)  | -0,318 | 0,232  | 0,232  |       |
| <b>LZI</b> | 20,14±1,09<br>(16,85-23,04) 89 | 19,95±0,93<br>(17,00-21,99) 90  | 20,97±0,51<br>(20,3-21,7) 10   | 20,65±0,77<br>(19,65-21,99) 16 | 0,32      | 1,53  | 1,55        | 1,16<br>(p=0,24)  | 0,155  | 0,746  | 0,746  |       |
| <b>LPZ</b> | 4,27±0,39<br>(3,43-5,37) 96    | 4,38±0,37<br>(3,56-5,42) 103    | 4,82±0,33<br>(4,26-5,37) 10    | 4,73±0,26<br>(4,37-5,42) 17    | 0,08      | 1,66  | 1,69        | 0,78<br>(p=0,43)  | 0,120  | 0,469  | 0,469  |       |
| <b>CCZ</b> | 28,23±1,69<br>(22,34-31,93) 91 | 27,96±1,15<br>(24,52-30,59) 93  | 29,25±0,70<br>(28,32-30,28) 10 | 28,54±0,78<br>(27,4-30,59) 17  | 0,71      | 2,43  | 2,49        | 2,48<br>(p=0,01)  | 0,096  | 0,779  | 0,779  |       |
| <b>CFO</b> | 13,48±0,77<br>(10,79-14,97) 96 | 13,31±0,57<br>(11,61-14,83) 102 | 14,05±0,41<br>(13,31-14,74) 10 | 13,71±0,45<br>(13,11-14,83) 17 | 0,34      | 2,42  | 2,48        | 2,03<br>(p=0,04)  | 0,135  | 0,675  | 0,675  |       |
| Autovalor  |                                |                                 |                                |                                |           |       |             |                   |        |        | 0,003  | 0,001 |
| %Variação  |                                |                                 |                                |                                |           |       |             |                   |        |        | 41,53  | 18,07 |

Tabela 5. Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Whitney e Análise de Componentes Principais da espécie *Cerradomys maracajuensis*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE             |                                | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                | PROPORÇÃO |      | MANN-WITHNEY |                   | PCA    |        |        |        |
|------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------|------|--------------|-------------------|--------|--------|--------|--------|
|            | machos                         | fêmeas                         | machos                         | fêmeas                         | DM        | %DMM | %DMF         | 1° CP             | 2° CP  | 1° CP  | 2° CP  |        |
| <b>CTO</b> | 36,12±1,62<br>(31,87-40,02) 46 | 36,34±1,59<br>(33,28-40,31) 46 | 35,82±1,16<br>(33,63-38,3) 23  | 35,88±0,79<br>(34,5-37,17) 14  | 0,07      | 0,20 | 0,20         | 0,19<br>(p=0,84)  | 0,114  | 0,917  | 0,114  | 0,917  |
| <b>CCI</b> | 32,51±1,51<br>(28,86-36,16) 44 | 32,59±1,45<br>(29,68-36,05) 46 | 32,13±1,04<br>(30,4-34,47) 21  | 32,10±0,71<br>(30,67-33,3) 13  | 0,03      | 0,09 | 0,09         | -0,06<br>(p=0,94) | -0,060 | 0,873  | -0,060 | 0,873  |
| <b>CDI</b> | 9,39±0,55<br>(8,11-10,82) 50   | 9,45±0,54<br>(8,45-10,94) 50   | 9,26±0,41<br>(8,52-9,98) 24    | 9,39±0,36<br>(8,89-9,97) 16    | 0,14      | 1,51 | 1,49         | -1,05<br>(p=0,28) | -0,129 | 0,763  | -0,129 | 0,763  |
| <b>CSM</b> | 5,26±0,17<br>(4,79-5,62) 51    | 5,24±0,21<br>(4,68-5,67) 50    | 5,26±0,16<br>(4,92-5,52) 25    | 5,20±0,15<br>(4,98-5,48) 16    | 0,06      | 1,14 | 1,15         | 1,17<br>(p=0,23)  | 0,056  | 0,153  | 0,056  | 0,153  |
| <b>LM1</b> | 1,52±0,07<br>(1,41-1,74) 51    | 1,54±0,07<br>(1,4-1,7) 50      | 1,49±0,04<br>(1,41-1,58) 25    | 1,51±0,07<br>(1,41-1,65) 16    | 0,02      | 1,34 | 1,32         | -0,73<br>(p=0,46) | -0,251 | 0,179  | -0,251 | 0,179  |
| <b>CFI</b> | 7,02±0,42<br>(6,1-7,96) 51     | 7,05±0,43<br>(6,22-8,37) 50    | 6,88±0,38<br>(6,23-7,61) 25    | 6,81±0,32<br>(6,22-7,36) 16    | 0,08      | 1,16 | 1,17         | 0,60<br>(p=0,54)  | -0,252 | 0,664  | -0,252 | 0,664  |
| <b>LFI</b> | 2,69±0,21<br>(2,26-3,15) 51    | 2,72±0,19<br>(2,27-3,05) 50    | 2,73±0,22<br>(2,35-3,15) 25    | 2,76±0,17<br>(2,49-3,03) 16    | 0,03      | 1,10 | 1,09         | -0,53<br>(p=0,59) | -0,110 | 0,833  | -0,110 | 0,833  |
| <b>LIP</b> | 9,86±0,84<br>(7,65-12,24) 48   | 9,74±0,73<br>(7,91-11,28) 49   | 9,68±0,80<br>(7,65-10,9) 24    | 9,50±0,69<br>(8,38-10,74) 16   | 0,19      | 1,96 | 2,00         | 1,04<br>(p=0,29)  | 0,473  | 0,057  | 0,473  | 0,057  |
| <b>CIP</b> | 3,524±0,45<br>(2,62-4,53) 47   | 3,44±0,50<br>(2,5-4,89) 49     | 3,50±0,47<br>(2,62-4,24) 24    | 3,51±0,60<br>(2,5-4,89) 16     | 0,00      | 0,00 | 0,00         | 0,55<br>(p=0,57)  | 0,991  | 0,023  | 0,991  | 0,023  |
| <b>CNA</b> | 13,74±0,86<br>(11,88-16,35) 50 | 14,10±0,81<br>(12,62-15,88) 49 | 13,65±0,60<br>(12,1-14,36) 24  | 14,10±0,63<br>(13,12-15,88) 16 | 0,45      | 3,29 | 3,19         | -1,94<br>(p=0,05) | -0,060 | 0,829  | -0,060 | 0,829  |
| <b>CPP</b> | 6,32±0,39<br>(5,55-7,32) 51    | 6,33±0,42<br>(5,44-7,32) 50    | 6,31±0,35<br>(5,66-6,95) 25    | 6,40±0,29<br>(5,96-7,04) 16    | 0,09      | 1,42 | 1,40         | -0,83<br>(p=0,40) | 0,154  | 0,609  | 0,154  | 0,609  |
| <b>LIO</b> | 5,97±0,59<br>(5,14-8,37) 51    | 5,89±0,45<br>(5,19-7,14) 49    | 5,80±0,42<br>(5,22-6,84) 25    | 5,78±0,19<br>(5,49-6,24) 16    | 0,02      | 0,34 | 0,35         | -0,12<br>(p=0,89) | 0,162  | 0,628  | 0,162  | 0,628  |
| <b>LZI</b> | 18,82±0,76<br>(17,3-20,69) 46  | 18,80±0,86<br>(17,12-20,84) 44 | 18,73±0,55<br>(17,75-19,74) 21 | 18,85±0,62<br>(18,03-19,9) 13  | 0,13      | 0,69 | 0,69         | -0,38<br>(p=0,69) | -0,121 | 0,627  | -0,121 | 0,627  |
| <b>LPZ</b> | 3,70±0,25<br>(3,04-4,3) 51     | 3,82±0,22<br>(3,25-4,24) 50    | 3,77±0,23<br>(3,46-4,3) 25     | 3,90±0,18<br>(3,56-4,2) 16     | 0,12      | 3,17 | 3,08         | -1,89<br>(p=0,05) | 0,039  | -0,047 | 0,039  | -0,047 |
| <b>CCZ</b> | 25,41±1,13<br>(22,62-28,42) 44 | 25,53±1,11<br>(23,36-27,68) 46 | 25,29±0,91<br>(23,29-27,04) 21 | 25,12±0,65<br>(24,17-26,14) 13 | 0,16      | 0,63 | 0,64         | 0,80<br>(p=0,41)  | -0,050 | 0,872  | -0,050 | 0,872  |
| <b>CFO</b> | 12,68±0,49<br>(11,44-13,95) 51 | 12,78±0,52<br>(11,63-13,88) 50 | 12,62±0,43<br>(11,75-13,6) 25  | 12,64±0,41<br>(11,91-13,32) 16 | 0,02      | 0,16 | 0,16         | -0,07<br>(p=0,93) | -0,158 | 0,832  | -0,158 | 0,832  |
| Autovalor  |                                |                                |                                |                                |           |      |              |                   | 0,005  | 0,002  | 0,005  | 0,002  |
| %Variação  |                                |                                |                                |                                |           |      |              |                   | 43,87  | 20,57  | 43,87  | 20,57  |

Tabela 6. Estatística Descritiva da espécie e da amostra, proporção de médias, teste Mann-Whitney e Análise de Componentes Principais da espécie *Cerradomys langguthi*.

|            | DESCRITIVA ESPÉCIE             |                                | DESCRITIVA MELHOR AMOSTRA      |                                 | PROPORÇÃO |      | MANN-WITHNEY |                   | PCA    |        |
|------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|-----------|------|--------------|-------------------|--------|--------|
|            | machos                         | fêmeas                         | machos                         | fêmeas                          | DM        | %DMM | %DMF         | 1° CP             | 2° CP  |        |
| <b>CTO</b> | 34,58±1,31<br>(31,17-37,18) 46 | 34,08±1,01<br>(32,69-36,11) 16 | 34,43±1,32<br>(31,17-36,72) 33 | 34,05±1,055<br>(32,69-36,11) 13 | 0,37      | 1,07 | 1,09         | 1,21<br>(p=0,22)  | 0,239  | 0,892  |
| <b>CCI</b> | 31,66±1,23<br>(28,41-34,45) 47 | 31,31±0,96<br>(29,88-33,4) 18  | 31,44±1,20<br>(28,41-33,45) 33 | 31,33±0,97<br>(30,02-33,4) 15   | 0,11      | 0,35 | 0,35         | 0,74<br>(p=0,45)  | 0,357  | 0,876  |
| <b>CDI</b> | 9,41±0,52<br>(8,24-10,45) 43   | 9,22±0,40<br>(8,42-9,94) 19    | 9,30±0,52<br>(8,24-10,45) 30   | 9,21±0,39<br>(8,42-9,94) 15     | 0,09      | 0,97 | 0,98         | 1,17<br>(p=0,23)  | 0,397  | 0,809  |
| <b>CSM</b> | 4,90±0,19<br>(4,08-5,19) 38    | 4,89±0,15<br>(4,64-5,19) 18    | 4,94±0,13<br>(4,68-5,19) 26    | 4,86±0,14<br>(4,64-5,1) 14      | 0,09      | 1,82 | 1,85         | 1,63<br>(p=0,10)  | 0,022  | -0,138 |
| <b>LM1</b> | 1,42±0,06<br>(1,28-1,59) 53    | 1,40±0,05<br>(1,33-1,49) 20    | 1,42±0,05<br>(1,28-1,55) 39    | 1,40±0,05<br>(1,33-1,49) 16     | 0,02      | 1,40 | 1,42         | 1,30<br>(p=0,19)  | 0,128  | 0,068  |
| <b>CFI</b> | 7,00±0,31<br>(6,28-7,85) 54    | 6,93±0,30<br>(6,3-7,44) 21     | 6,97±0,33<br>(6,28-7,85) 40    | 6,96±0,25<br>(6,62-7,41) 17     | 0,00      | 0,00 | 0,00         | 0,16<br>(p=0,87)  | 0,441  | 0,610  |
| <b>LFI</b> | 2,59±0,18<br>(2,11-3,03) 54    | 2,57±0,14<br>(2,38-2,84) 20    | 2,57±0,18<br>(2,11-2,84) 40    | 2,55±0,13<br>(2,38-2,84) 17     | 0,01      | 0,39 | 0,39         | 0,54<br>(p=0,58)  | 0,324  | 0,532  |
| <b>LIP</b> | 9,63±0,51<br>(8,38-10,78) 50   | 9,50±0,63<br>(7,96-10,47) 20   | 9,64±0,49<br>(8,57-10,55) 36   | 9,40±0,65<br>(7,96-10,47) 16    | 0,24      | 2,49 | 2,55         | 1,23<br>(p=0,21)  | -0,174 | 0,526  |
| <b>CIP</b> | 3,51±0,55<br>(2,45-4,95) 50    | 3,37±0,46<br>(2,11-4,13) 20    | 3,49±0,55<br>(2,45-4,59) 36    | 3,31±0,46<br>(2,11-4,02) 16     | 0,19      | 5,43 | 5,74         | 0,86<br>(p=0,38)  | -0,995 | 0,094  |
| <b>CNA</b> | 13,49±0,65<br>(11,72-14,97) 51 | 13,48±0,63<br>(12,42-14,65) 18 | 13,40±0,66<br>(11,72-14,97) 38 | 13,52±0,68<br>(12,42-14,65) 15  | 0,12      | 0,89 | 0,89         | -0,51<br>(p=0,60) | 0,085  | 0,773  |
| <b>CPP</b> | 5,65±0,32<br>(4,91-6,26) 53    | 5,56±0,29<br>(5,08-6,31) 21    | 5,61±0,31<br>(4,91-6,26) 40    | 5,53±0,31<br>(5,08-6,31) 17     | 0,07      | 1,25 | 1,26         | 0,00<br>(p=0,31)  | 0,055  | 0,632  |
| <b>LIO</b> | 5,73±0,32<br>(5,14-6,73) 54    | 5,55±0,26<br>(5,14-6,29) 21    | 5,68±0,29<br>(5,14-6,4) 40     | 5,50±0,24<br>(5,14-6,29) 17     | 0,17      | 2,99 | 3,09         | 2,23<br>(p=0,02)  | 0,134  | 0,337  |
| <b>LZI</b> | 17,63±0,61<br>(16,17-19,2) 45  | 17,16±0,60<br>(16,19-18,36) 17 | 17,56±0,59<br>(16,17-18,76) 34 | 17,11±0,62<br>(16,19-18,36) 15  | 0,45      | 2,56 | 2,63         | 2,32<br>(p=0,01)  | 0,286  | 0,755  |
| <b>LPZ</b> | 3,63±0,26<br>(2,83-4,14) 54    | 3,60±0,23<br>(3,17-4,00) 21    | 3,60±0,27<br>(2,83-4,14) 40    | 3,62±0,20<br>(3,32-4) 17        | 0,02      | 0,56 | 0,55         | 0,02<br>(p=0,97)  | 0,180  | 0,637  |
| <b>CCZ</b> | 24,23±0,91<br>(21,92-26,5) 47  | 23,89±0,73<br>(22,93-25,54) 18 | 24,09±0,87<br>(21,92-25,68) 33 | 23,85±0,77<br>(22,93-25,54) 15  | 0,23      | 0,95 | 0,96         | 1,34<br>(p=0,17)  | 0,167  | 0,921  |
| <b>CFO</b> | 11,88±0,45<br>(10,81-13,04) 53 | 11,67±0,37<br>(11,05-12,26) 21 | 11,83±0,42<br>(10,81-12,45) 40 | 11,59±0,35<br>(11,05-12,19) 17  | 0,24      | 2,03 | 2,07         | 2,10<br>(p=0,03)  | 0,146  | 0,803  |
| Autovalor  |                                |                                |                                |                                 |           |      |              |                   |        |        |
| %Variação  |                                |                                |                                |                                 |           |      |              |                   |        |        |
|            |                                |                                |                                |                                 |           |      |              |                   | 0,007  | 0,002  |
|            |                                |                                |                                |                                 |           |      |              |                   | 54,12  | 19,28  |

Na ACP (Tabela 6) o primeiro componente, que corresponde a 54,12% da variação com autovalor de 0,007, apresenta como variáveis mais importantes CIP, CFI e CDI. No segundo componente, que representa 19,28% da variação, com autovalor de 0,002, as variáveis CCZ, CTO e CCI foram as mais determinantes, todas elas relacionadas diretamente com comprimento do crânio. Apesar de responderem por 73,30% da variação multivariada, os autovalores destes componentes revelam que ela é bastante baixa. Na figura 2 é possível observar que os coeficientes individuais de machos e fêmeas estão dispersos sem distinção ao longo do primeiro e segundo componente, com grande sobreposição.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam um padrão similar de variação sexual em todas as espécies, caracterizado por um insignificante dimorfismo craniométrico tanto no espaço univariado como no multivariado. O teste de Mann-Whitney revelou a existência de diferença estatística em sete variáveis dentro de quatro espécies analisadas, sendo que nenhuma destas variáveis se mostra dimórfica em mais de duas espécies: dessa forma não observamos um padrão interespecífico compartilhado de variação; nem mesmo espécies do mesmo gênero exibiram um padrão de variação comum. As espécies *C. maracajuensis* e *H. megacephalus* não apresentaram variáveis com diferenças significantes, entretanto todas as outras apresentaram pelo menos uma variável significativamente diferente.

As diferenças entre as médias (DM) e as proporções (%DMM e %DMF) para todas as variáveis foram baixas, com exceção de CIP, este osso ímpar, que faz parte do teto da caixa craniana, e exibe limites muito variáveis por conta do padrão de sutura com os parietais anteriormente e com os occipitais posteriormente, o que leva a uma considerável inexatidão nos pontos de homologia dessa variável, tornando difícil a constância dos dados.

O padrão de baixa variação também é confirmado pelo resultado da análise de ACP, uma vez que os autovalores em todas as espécies foram ínfimos e a porcentagem de variância acumulada atingiu 80% somente entre o terceiro e quarto componente principal (dependendo da espécie).

Esses resultados nos levam a aceitar a hipótese nula ( $H_0$ ), de que machos e fêmeas são indistinguíveis morfometricamente, e confirmam dados já anteriormente publicados a respeito do dimorfismo sexual dentro da Tribo Oryzomyini. Musser e Williams (1985) reuniram ambos os sexos em suas análises com *Transandinomys talamancae* justificando que o dimorfismo sexual era insignificante. Percequillo et al. (2008) concluíram que diferenças relacionadas ao sexo também não representam um importante componente da variação em *Cerradomys* (publicação que inclui dados apresentados nesse trabalho). Carleton e Musser (1989) relataram um pequeno dimorfismo sexual no gênero *Microrizomys*. Voss et al. (1990) observou que diferenças métricas entre machos e fêmeas representem um fração insignificante da variação em amostras de populações naturais do gênero *Zygodontomys*.

Por outro lado, alguns trabalhos mostram a existência de diferença entre os sexos em caracteres cranianos. Myers e Carleton (1981) consideram o dimorfismo sexual conspícuo em populações do gênero *Oligoryzomys* (*O. nigripes*, *O. chacoensis* e *O. fornesi*). No entanto ele afirma que a diferença média entre machos e fêmeas é pequena, com os machos sendo 2-3% maiores que as fêmeas. Prado e Percequillo (2011) concluíram que o dimorfismo sexual é significativo em *Aegialomys xantheolus* somente na classe etária 3, estabilizando-se posteriormente nas classes adultas e em uma população insular (Isla Puna). Estudos com o gênero *Cerradomys* (Brandt e Pessôa, 1994; Camardella et al.; 1998), mais precisamente *C. langguthi*, mostraram a existência de dimorfismo para diversos caracteres cranianos, principalmente na classe etária 3.

Devido ao resultado contraditório observado pelos presentes autores com relação ao gênero *Cerradomys* e buscando entender a estrutura da variação sexual dentro do mesmo utilizamos os dados apresentados por Camardella et al. (1998) e verificamos as DMs e as %DMM e %DMF. O mesmo foi feito com os dados provenientes de Prado e Percequillo (2011), cedidos pelos autores.

As DMs e as proporções obtidas a partir das médias fornecidas em Camardella et al. (1998) revelam um padrão de proporção de diferenças similar aos demonstrados pelas outras espécies de *Cerradomys* aqui estudadas, e no geral mais baixas que *S. angouya*, *E. russatus*, *H. laticeps* e *H. megacephalus*, sendo que esta última não apresentou dimorfismo significativo para nenhuma variável. Cabe ressaltar que, apesar da amostra utilizada ser bastante considerável (n=366), os autores só apresentam o número total da mesma, não explicitando o número amostral das diferentes classes etárias e dos sexos.

As diferenças entre as médias de machos e fêmeas e as proporções observadas para *A. xantheolus* na localidade de Isla Puna (apontada como dimórfica em Prado e Percequillo, 2011, tabela 9) são maiores que as das outras espécies deste estudo, mas ainda são baixas, pois não ultrapassam 7,54%.

Myers e Carleton (1981) consideram que uma porcentagem de variação maior ou igual 2-3% entre os sexos representa um dimorfismo sexual conspícuo. Usando-se este critério, uma parte das variáveis seriam consideradas dimórficas nas amostras aqui estudadas. No entanto, a amplitude da variação individual, especialmente no tamanho geral, é evidente em várias espécies de sexo e idades correspondentes e chega a exceder 10%, tanto em dimensões externas como cranianas (Goldman, 1918). Desta forma, a variação ao redor de 2 a 3% ligada ao sexo é pequena frente a 10% de variação individual.

Assim, os resultados apresentados aqui indicam que o dimorfismo craniano em espécies de Oryzomyini é inconspícuo. Apesar dos testes estatísticos apontarem dimorfismo em *Oligoryzomys* (Myers e Carleton, 1981), *C. langguthi* (Brandt e Pessôa, 1994; Camardella et al., 1998) e *A. xanthaeolus* (Prado e Percequillo, 2011), este pode ser considerado desprezível se observarmos a magnitude de outras formas de variação, como a etária, a geográfica e a taxonômica. Os trabalhos de Jorge-Rodrigues (2008), Libardi (2009) e Chiquito (2010) demonstraram que a variação craniana etária e geográfica são componentes importantes da variação intra-específica em *H. megacephalus*, *E. russatus* e *S. angouya*, respectivamente.

A amostragem disponível em coleções zoológicas frequentemente é insuficiente para se avaliar o grau de variação intra-específica. A escassez e dispersão de material representativo para mamíferos Neotropicais é um fator considerável, tanto em coleções científicas brasileiras quanto em museus norte americanos e europeus. Poucas são as grandes séries de roedores disponíveis, e nenhuma se iguala à realizada pelo Serviço Nacional da Peste, formada nos meados do século passado (Freitas, 1957; Oliveira e Franco, 2005), disponível no Museu Nacional. Ainda assim, a área de coleta é restrita a algumas localidades em regiões de ocorrência da peste no Nordeste. Reflexo deste fato é o baixo número amostral disponível para este estudo. Além disso, há uma discrepância na proporção entre os números de machos e fêmeas para as espécies *Cerradomys langguthi*, *Hylaeamys laticeps* e *Euryoryzomys russatus*, as quais apresentam quase o dobro de machos em relação ao número de fêmeas.

Ainda abordando a questão de amostragem segundo Goldman (1918) a média “típica” pode ser difícil de determinar quando uma série pequena de exemplares exhibe tendência aos extremos da variação, e conclusões baseadas nessas dimensões de um pequeno número de indivíduos podem ser um artefato amostral. A fim de verificar essa informação utilizamos a amostra do agrupamento IV do trabalho de Prado e Percequillo (2011: tabela 10) e calculamos as DM, %DMM, %DMF. Visualizamos uma alta amplitude de diferença entre as médias nas classes etárias três, quatro e cinco (muitas das %DMM e %DMF ultrapassaram 10% das médias). Contudo o teste *t* do referido trabalho somente apontou dimorfismo significativo para as variáveis CDI, CPP, LIO e LR2. Este resultado, assim como apontado por Goldman (1918), pode estar mascarado pelo baixo número amostral: idade três, 8 machos e 6 fêmeas; idade quatro, 6 machos e 4 fêmeas; idade cinco, 8 machos e 3 fêmeas. Entretanto quando unidas as classes etárias observa-se um novo panorama, muito similar aos dados apresentados no presente trabalho.

O dimorfismo sexual em Mammalia é mais acentuado nos grupos de maior tamanho corpóreo (Weckerly, 1998; Feldhamer et al., 2007), que geralmente também apresentam uma maior longevidade. Com um tempo de crescimento mais longo os machos têm a possibilidade de desenvolver um maior tamanho corporal, favorecendo a capacidade de competição por parceiras (Reiss, 1989; Stamps, 1993). Espécies de pequeno tamanho corpóreo, como os roedores muróideos, têm um ciclo de vida muito mais curto, o que não favoreceria o desenvolvimento diferencial de características corpóreas. No entanto, alguns trabalhos de cunho mais ecológico trabalhando com a massa corpórea (por exemplo, Bergallo, 1995; Bergallo e Magnusson, 2002), sugerem a existência de dimorfismo sexual neste grupo de roedores. Desta forma, consideramos que duas abordagens podem ser vinculadas à divergência de tamanho corpóreo: a primeira relaciona este processo a fatores de cunho evolutivo e filogenético; já a segunda está atrelada a rápidas mudanças ambientais.

Nossos resultados apontam que a similaridade entre os dois sexos com relação às dimensões cranianas estaria atrelada a fatores evolutivos, tais como os sistemas de acasalamento, que para os roedores variam de poligínico à promíscuo (Vaughan et al., 2011). Segundo Heske e Ostfeld (1990) em sistemas de acasalamento poligínico (o sistema dominante em mamíferos), onde um macho tem acesso exclusivo a várias fêmeas, a seleção deve fazer com que o dimorfismo no tamanho seja maior. Em um sistema de acasalamento promíscuo, onde os machos não têm acesso exclusivo às fêmeas, o dimorfismo sexual é pequeno ou até mesmo mínimo; um padrão similar é esperado para sistemas de acasalamento monogâmico, onde cada macho tem acesso exclusivo para apenas uma fêmea.

Os resultados aqui obtidos corroboram com padrões de promiscuidade e monogamia, este último destacado por Bergallo e Magnusson (2004) como recorrente em *Euryoryzomys russatus*. Entretanto, nesse mesmo estudo eles destacam a existência de dimorfismo sexual nessa espécie, o que nos leva a exemplificar a segunda abordagem, onde as causas da variação sexual (peso, tamanho corpóreo, taxa de crescimento divergente) estão vinculadas às rápidas mudanças ambientais.

Desta maneira, a partir das informações revisadas e dos resultados gerados pelo presente trabalho, demonstra-se que o dimorfismo craniano é um fator de variação bastante reduzido nestes táxons. Em termos práticos isso possibilita o agrupamento de exemplares pertencentes aos dois sexos para as análises, contribuindo para a formação de amostras consistentes para o estudo de variações em nível de populações e espécies. Entretanto, isso não significa que o fator sexual e outros fatores intra-específicos de variação devam ser descartados *a priori*, antes de se verificar outros componentes de variação dentro da tribo Oryzomyini, em especial a variação geográfica e taxonômica.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos curadores das diversas coleções visitadas, por terem disponibilizado os espécimes sob sua guarda. Também gostaríamos de agradecer a Thales R. O. Freitas e Emerson M. Vieira pelo convite para contribuir com essa edição. Agradecemos ainda a Gabriel Marroig e Erika Hingst-Zaher pelas valiosas sugestões. Os autores são gratos a diversos órgãos de fomento (FAPESP, CNPq, CAPES, Banco Santander) pelas bolsas de estudo e auxílios à pesquisa concedidos.

## REFERÊNCIAS

- Abdel-Rahman AEH, Ducroz JF, Mitchell A, Lamb J, Contrafatto G, Denys C, Lecompte E e Taylor PJ (2008) Phylogeny and historical demography of economically important rodents of the genus *Arvicanthis* (Mammalia: Muridae) from the Nile Valley: of mice and men. *Biological Journal of the Linnean Society* 93(3):641-655.
- Bergallo H de G (1995) Os efeitos da disponibilidade de alimentos e dos fatores climáticos na reprodução, condição, crescimento e uso do espaço por quatro espécies de roedores no Sudeste do Brasil. (Tese). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 130 pp.
- Bergallo H de G e Magnusson WE (2002) Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in Southeastern Brazil. *Mammalia* 66(1):17-32.
- Bergallo H e G e Magnusson WE (2004) Factors affecting the use of space by two rodent species in Brazilian Atlantic Forest. *Mammalia* 68(2-3):121-132.
- Brandt RS e Pessôa LM (1994) Intrapopulacional variability in cranial characters of *Oryzomys subflavus* (Wagner, 1842) (Rodentia: Cricetidae), in northeastern Brazil. *Zoologischer Anzeiger* 233(1-2):45-55.
- Brennand PGG (2010) Variação geográfica do gênero *Hylaeamys* Weksler, Percequillo, Voss (2006) (Cricetidae: Sigmodontinae) na Floresta Atlântica. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 110 pp.
- Carleton MD e Musser GG (1989) Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): a synopsis of *Microrozomys*. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 191:1-83.
- Camardella AR, Pessôa LM e Oliveira JA (1998) Sexual dimorphism and age variability in cranial characters of *Oryzomys subflavus* (Wagner, 1842) (Rodentia: Sigmodontinae) from northeastern Brazil. *Bonner Zoologische Beiträge* 48(1):9-18.
- Chimimba CT e Dippenaar NJ (1994) Non-geographic variation in *Aethomys chrysophilus* (De Winton, 1897) and *A. namaquensis* (A. Smith, 1834) (Rodentia: Muridae) from southern Africa. *South African Journal of Zoology* 29:107-117.
- Chiquito EA (2010) Variação geográfica e filogeografia de *Sooretamys angouya* (Fischer, 1814) (Cricetidae: Sigmodontinae). Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 164 pp.
- Farmer MA e German RZ (2004) Sexual dimorphism in the craniofacial growth of the guinea pig (*Cavia porcellus*). *Journal of Morphology* 259:172-181.
- Feldhamer GA, Drickamer LC, Vessey SH, Merritt JF e Krajewski C (2007) *Mammalogy: adaptation, diversity, ecology*. 3 ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 643 pp.
- Fernandes FA, Fornel R, Cordeiro-Estrela P e Freitas TRO (2001) Intra- and interspecific skull variation in two sister species of the subterranean rodent genus *Ctenomys* (Rodentia, Ctenomyidae): coupling geometric morphometrics and chromosomal polymorphism. *Zoological Journal of the Linnean Society* 155:220-237.
- Freitas CA (1957) Notícia sobre a peste no Nordeste. *Revista Brasileira Malariologia e Doenças Tropicais* 9(1):123-133.
- Goldman EA (1918) The rice rats of North America. *North America Fauna* 43:1-98.
- Hanken J e Thorogood P (1993) Evolution and development of the vertebrate skull: the role of pattern formation. *Trends in Ecology and Evolution* 8:9-15.
- Herring SW (1993) Epigenetic and functional influences in skull growth. In: Hanken J e Hall BK (eds) *The skull*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 153-206.
- Heske EJ e Ostfeld RS (1990) Sexual dimorphism in size, relative size of testes and mating systems in North American voles. *Journal of Mammalogy* 71:510-519.
- Hingst-Zaher E, Marcus LF e Cerqueira R (2000) Application of geometric morphometrics to the study of postnatal size and shape changes in the skull of *Calomys expulsus*. *Hystrix, (n.s.)* 11(1):99-113.
- Jorge-Rodrigues CR (2008) Variação geográfica de *Hylaeamys megacephalus* (Fischer, 1814) (Rodentia: Sigmodontinae) na América do Sul. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 110 pp.
- Jorge-Rodrigues CR (2011) Variação geográfica de *Hylaeamys yunganus* (Thomas, 1902) na América do Sul (Rodentia: Sigmodontinae). Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 129 pp.
- Lammers AR, Dziech HA e German RZ (2001) Ontogeny of sexual dimorphism in *Chinchilla lanigera* (Rodentia: Chinchillidae). *Journal of Mammalogy* 82(1):179-189.
- Libardi GS (2009) Variação geográfica e não-geográfica em *Euryoryzomys russatus* Wagner, 1848 (Rodentia: Sigmodontinae) na Mata Atlântica, Brasil. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 122 pp.
- Macêdo RH e Mares MA (1987) Geographic variation in the South American cricetine rodent *Bolomys lasiurus*. *Journal of Mammalogy* 68:578-594.
- Manly BJB (2008) *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução*. 3 ed. Artmed, Porto Alegre, 229 pp.
- Monteiro LR, Lessa LG e Abe AS (1999) Ontogenetic variation in skull shape of *Thrichomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae). *Journal of Mammalogy* 80(1):102-111.

- Mullin SK, Pillay N e Taylor PJ (2001) Non-geographic morphometric variation in the water rat *Dasymys incomtus* (Rodentia: Muridae) in southern Africa. *Durban Museum Novitates* 26:38-44.
- Musser GG e Williams MM (1985) Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae): definitions of *Oryzomys talamancae*. *American Museum Novitates* 2810:1-22.
- Musser GG, Carleton MD, Brothers E e Gardner AL (1998) Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys "capito"*. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 236:1-376.
- Myers P e Carleton MD (1981) The species of *Oryzomys (Oligoryzomys)* in Paraguay and the identity of Azara's "Rat sixième ou Rat à Tarse Noir". *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 161:1-41.
- Oliveira JA (1992) Estrutura da variação craniana em populações de *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841) (Rodentia: Cricetidae) do Nordeste do Brasil. *Dissertação (Mestrado em Ecologia)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 150 pp.
- Oliveira JA e Franco SM (2005) A coleção de mamíferos do Serviço Nacional de Peste no Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 63(1):13-20.
- Patton JL e Rogers MA (1983) Systematic implications of non-geographic variation in the spiny rat genus *Proechimys* (Echimyidae). *Mammalian Biology* 48:363-370.
- Percequillo AR (1998) Sistemática de *Oryzomys* Baird, 1858 do leste do Brasil (Muroidea, Sigmodontinae). 2 v. *Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia)*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Percequillo AR (2003) Sistemática de *Oryzomys* Baird, 1858: definição dos grupos de espécies e revisão do grupo albigularis (Rodentia, Sigmodontinae). *Tese (Doutorado em Zoologia)*. Universidade de São Paulo, São Paulo, 434 pp.
- Percequillo AR, Hingst-Zaher E e Bonvicino CR (2008) Systematic review of genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with the description of two new species from eastern Brazil. *American Museum Novitates* 3622:1-46.
- Percequillo AR, Weksler M e Costa LP (2011) A new genus and species of rodent from Brazilian Atlantic Forest (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with comments on oryzomyine biogeography. *Zoological Journal of the Linnean Society* 161:357-390.
- Prado JR e Percequillo AR (2011) Ontogenetic and sexual variation in cranial characters of *Aegialomys xantheolus* (Thomas, 1894) (Cricetidae: Sigmodontinae) from Ecuador and Peru. *Papéis Avulsos de Zoologia* 51:155-177.
- Reis SF, Duarte LC, Monteiro LR e von Zuben, FJ (2002) Geographic variation in cranial morphology in *Thrichomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae). I. Geometric descriptors and patterns of variation in shape. *Journal of Mammalogy* 83:333-344.
- Robbins CB (1973) Non-geographic variation in *Taterillus gracilis* (Thomas) (Rodentia: Cricetidae). *Journal of Mammalogy* 54:222-238.
- Schulte-Hostedde AI, Millar JS e Hickling GJ (2001) Sexual dimorphism in body composition of small mammals. *Canadian Journal of Zoology* 79:1016-1020.
- Shine R (1978) Sexual size dimorphism and male combat in snakes. *Oecologia* 33:269-277.
- Simpson GG, Rowe A e Lewontin RC (2003) *Quantitative Zoology*. Edição revisada. Dover Publications Inc, Mineola, Nova Iorque, 440 pp.
- Vanzolini PE (1993) *Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica*. Hucitec, São Paulo.
- Vaughan TA, Ryan JM e Czaplewski NJ (2011) *Mammalogy*. 5 ed. Jones and Bartlett Publishers, Sudbury, 750 pp.
- Voss RS, Marcus LF e Escalante PP (1990) Morphological evolution in muroid rodents. I. Conservative patterns of craniometric covariance and their ontogenetic basis in the Neotropical genus *Zygodontomys*. *Evolution* 44(6):1568-1587.
- Voss RS (1991) An introduction to the neotropical muroid rodent genus *Zygodontomys*. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 210:1-113.
- Wecklerly FW (1998) Sexual-size dimorphism: influence of mass and mating system in the most dimorphic mammals. *Journal of Mammalogy* 79:33-52.
- Weksler M (2006) Phylogenetic relationships of oryzomyine rodents (Muroidea: Sigmodontinae): separate and combined analyses of morphological and molecular data. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 296:1-149.
- Weksler M, Percequillo AR e Voss RS (2006) Ten new genera of oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum Novitates* 3537:1-29.
- Zenuto R, Malizia AI e Busch C (1999) Sexual size dimorphism, testes size and mating system in two populations of *Ctenomys talarum* (Rodentia: Octodontidae). *Journal of Natural History* 33:305-314.



## APÊNDICE I. Materiais examinados.

*Sooretamys angouya*

PARAGUAI: **Misiones:** San Ignacio: **F**, USNM 390131 pele e crânio; USNM 390130 pele e crânio; USNM 390129 pele e crânio. ENE Ayolas: **F**, AMNH 248409; UMMZ 125459 pele e crânio; **M**, AMNH 248411 pele e crânio; UMMZ 125458 pele e crânio. San Antonio: **M**, MVZ 169997 pele e crânio; UMMZ 124201 pele e crânio; UMMZ 124201 pele e crânio; UMMZ 124204 pele e crânio; UMMZ 124202 pele e crânio; **F**, UMMZ 124198 pele e crânio; UMMZ 124205 pele e crânio; UMMZ 124196 pele e crânio; UMMZ 124206 pele e crânio. Costa Del Rio Tabicuary: **F**, UY GD554 pele e crânio; UMMZ 174989 pele e crânio; UMMZ 174980 pele e crânio; UMMZ 174987 pele e crânio; **M**, UMMZ 174984 pele e crânio. Orillas del Rio Tebicuary: **F**, UMMZ 174974 pele e crânio; UMMZ 174870 pele e crânio. Sapucay: **F**, BMNH 41524 pele e crânio; USNM 172968 pele e crânio; **M**, MZUSP 2372 pele e crânio; MCZ 21737 pele e crânio.

*Cerradomys maracajuensis*

BOLIVIA: **El Beni:** Centenela, Rio Machupo, 1 mi E de S. Joaquim: **M**, FMNH 116836 pele e crânio; FMNH 116837 pele e crânio; FMNH 116839 pele e crânio; FMNH 116841 pele e crânio; FMNH 116842 pele e crânio; **F**, FMNH 116834 pele e crânio; FMNH 116838 pele e crânio; FMNH 116840 pele e crânio. San Joaquim: **M**, FMNH 96103 pele e crânio; FMNH 116762 pele e crânio; FMNH 116773 pele e crânio; FMNH 116775 pele e crânio; FMNH 116776 pele e crânio; FMNH 116777 pele e crânio; FMNH 116778 pele e crânio; FMNH 116778 pele e crânio; FMNH 116810 pele e crânio; FMNH 116812 pele e crânio; FMNH 116819 pele e crânio; FMNH 116848 pele e crânio; FMNH 116849 pele e crânio; FMNH 116852 pele e crânio; FMNH 116855 pele e crânio; FMNH 116856 pele e crânio; FMNH 116858 pele e crânio; FMNH 116859 pele e crânio; FMNH 116880 pele e crânio; FMNH 116880 pele e crânio; NMNH 364746 pele e crânio; MNMH 390673 pele e crânio; **F**, FMNH 96109 pele e crânio; FMNH 116754 pele e crânio; FMNH 116755 pele e crânio; FMNH 16756 pele e crânio; FMNH 116760 pele e crânio; FMNH 116761 pele e crânio; FMNH 116763 pele e crânio; 116767 pele e crânio; FMNH 116832 pele e crânio; FMNH 116854 pele e crânio; FMNH 116866 pele e crânio; FMNH 116875 pele e crânio; FMNH 116902 pele e crânio; FMNH 116910 pele e crânio.

*Cerradomys langguthi*

BRASIL: **Paraíba:** João Pessoa: **M**, UFPB 31 pele e crânio; UFPB 92 pele e crânio; UFPB 386 pele e crânio; **F**, UFPB 2081 pele e crânio. Mamanguape: **M**, UFPB 2061 pele e crânio. Mata de Pau Ferro, Areias: **M**, UFPB 2065 pele e crânio. Natuba: **M**, UFPB 24 pele e crânio; UFPB 38 pele e crânio; UFPB 41 pele e crânio; UFPB 63 pele e crânio; UFPB 175 pele e crânio; UFPB 258 pele e crânio; UFPB 2066 pele e crânio; UFPB 2073 pele e crânio; UFPB 2078 pele e crânio; **F**, UFPB 25 pele e crânio; UFPB 31 pele e crânio; UFPB 35 pele e crânio; UFPB 257 pele e crânio; UFPB 2068 pele e crânio. Pirauá, Natuba: **M**, UFPB 1 pele e crânio; UFPB 178 pele e crânio; UFPB 180 pele e crânio; UFPB 181 pele e crânio; UFPB 182 pele e crânio; UFPB 183 pele e crânio; UFPB 221 pele e crânio; UFPB 2059 pele e crânio; **F**, UFPB 12 pele e crânio; UFPB 220 pele e crânio. Salgado São Félix: **M**: UFPB M28 pele e crânio; UFPB 37 pele e crânio; UFPB 39 pele e crânio; UFPB 45 pele e crânio; UFPB 46 pele e crânio; UFPB 228 pele e crânio; UFPB 231 pele e crânio; UFPB 2057 pele e crânio; **F**, UFPB 29 pele e crânio; UFPB 37 pele e crânio; UFPB 233 pele e crânio. Teixeira, Pico do Jabre: **M**, UFPB 1955 pele e crânio; UFPB 1977 pele e crânio; UFPB 2367 pele e crânio; **F**, UFPB 1976 pele e crânio; UFPB 2060 pele e crânio; UFPB 2366 pele e crânio. **Pernambuco:** Exu: **M**, MZUSP 18900-1 pele e crânio; MZUSP 18906 pele e crânio; MZUSP 18908 pele e crânio; MZUSP 18910 pele e crânio; **F**, MZUSP 18904 pele e crânio; MZUSP 18909 pele e crânio. Fazenda Saco, Exu: **M**, MZUSP 18905 pele e crânio. Macaparana: UFPB 14 pele e crânio; UFPB 33 pele e crânio; UFPB 224 pele e crânio; UFPB 269 pele e crânio; UFPB 271 pele e crânio; UFPB 272 pele e crânio; UFPB 2056 pele e crânio; UFPB 2070 pele e crânio; **F**, UFPB 15 pele e crânio; UFPB 21 pele e crânio. São Vicente Ferrer: **M**, UFPB 19 pele e crânio; UFPB 150 pele e crânio; UFPB 15 pele e crânio 1; UFPB 267 pele e crânio; UFPB 2072 pele e crânio; **F**, UFPB 18 pele e crânio; UFPB 38 pele e crânio; UFPB 155 pele e crânio; UFPB 156 pele e crânio. Sítio Mata Verde, Buíque: **M**, MZUSP 20604 pele e crânio.

*Hylaeamys megacephalus*

BRASIL: **Mato Grosso:** Cláudia: **M**, MZUSP M97119 pele e crânio; MZUSP M97128 pele e crânio; MZUSP M97127 pele e crânio; MZUSP M97132 pele e crânio; MZUSP M97142 pele e crânio; MZUSP M91745 pele e crânio; MZUSP M97017 pele e crânio; MZUSP M97019 pele e crânio; MZUSP M97020 pele e crânio; MZUSP M97031 pele e crânio; MZUSP M183 pele e crânio; MZUSP M000033 pele e crânio; MZUSP M000026 pele e crânio; MZUSP M000013 pele e crânio; MZUSP M000077 pele e crânio; **F**, MZUSP M90780 pele e crânio; MZUSP M97121 pele e crânio; MZUSP M97122 pele e crânio; MZUSP M97131 pele e crânio; MZUSP M97139 pele e crânio; MZUSP M97146 pele e crânio; MZUSP M97006 pele e crânio; MZUSP M97015 pele e crânio; MZUSP M97041 pele e crânio; MZUSP M193 pele e crânio; MZUSP M000028 pele e crânio; MZUSP M000003 pele e crânio; MZUSP M000071 pele e crânio; MZUSP APC937 pele e crânio; MZUSP APC898 pele e crânio; MZUSP APC941 pele e crânio; MZUSP APC977 pele e crânio.

*Hylaeamys laticeps*

BRASIL: **Bahia:** Ilhéus: **M**, MNRJ 10781 pele e crânio; MNRJ 10763 pele e crânio; MNRJ 10764 pele e crânio; MNRJ 10773 pele e crânio; MNRJ 10774 pele e crânio; MNRJ 10795 pele e crânio; MNRJ 10747 pele e crânio. Fazenda Limeira, Ilhéus: **F**, UFMG 36 pele e crânio. Aritaguá, Ilhéus: **M**, MNRJ 9561 pele e crânio; Banco da Vitória, Ilhéus: **M**, MNRJ 9015 pele e crânio; MNRJ 9386 pele e crânio; MNRJ 9494 pele e crânio; MNRJ 10512 pele e crânio; MNRJ 10994 pele e crânio; **F**, MNRJ 9548 pele e crânio; MNRJ 9545 pele e crânio; MNRJ 9111 pele e crânio; MNRJ 9402 pele e crânio; MNRJ9552 pele e crânio. CEPLAC, Itabuna: **M**, MNRJ 31418 pele e crânio. Fazenda Brejo Grande, Itabuna: **M**, MNRJ 31420 pele e crânio; MNRJ 31456 pele e crânio. Buerarema: **M**, MNRJ 9010 pele e crânio; MNRJ 9193 pele e crânio; MNRJ 9259 pele e crânio; MNRJ 9335 pele e crânio; MNRJ 9513 pele e crânio; MNRJ 9529 pele e crânio; MNRJ 9577 pele e crânio; MNRJ 9585 pele e crânio; **F**, MNRJ 9542 pele e crânio; MNRJ 9186 pele e crânio; MNRJ 9227 pele e crânio; MNRJ 9400 pele e crânio; MNRJ 9555 pele e crânio; MNRJ 9571 pele e crânio; MNRJ 9575 pele e crânio; MNRJ 31420 pele e crânio; MNRJ 31456 pele e crânio.

*Euryoryzomys russatus*

BRASIL: **São Paulo**: Casa Grande: **M**, MZUSP 10215 pele e crânio; MZUSP 10372 pele e crânio; MZUSP 10728 pele e crânio; MZUSP 11431 pele e crânio; MZUSP 22807 pele e crânio; MNRJ 32448 pele e crânio; MNRJ 32740 pele e crânio; MNRJ 32741 pele e crânio; MNRJ 32742 pele e crânio; UFMG 67 pele e crânio; UFMG 112 pele e crânio; UFMG 113 pele e crânio; UFMG 131 pele e crânio; UFMG 178 pele e crânio; UFMG 183 pele e crânio; UFMG 628 pele e crânio; MZUSP 21117 crânio; MZUSP 27413 crânio; **F**, MZUSP 10726 pele e crânio; MZUSP 11441 pele e crânio; MZUSP 11442 pele e crânio; MZUSP 21883 pele e crânio; UFMG 68 pele e crânio; UFMG 70 pele e crânio; UFMG 86 pele e crânio; UFMG 114 pele e crânio; MZUSP 129 pele e crânio; UFMG 130 pele e crânio; UFMG 172 pele e crânio. Estação Biológica de Boracéia: **M**, MZUSP 10162 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10169 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10170 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10171 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10173 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10724 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10818 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 10942 pele, crânio e esqueleto parcial; 11027 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 11028 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 11038 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 11161 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 20540 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 25676 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 27469 pele, crânio e esqueleto parcial; MZUSP 28369 pele e crânio; MAM 390 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 391 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 438 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 444 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 456 pele, crânio e esqueleto parcial; **F**, MZUSP 9834 pele e crânio; MZUSP 9581 pele e crânio; MZUSP 10174 pele e crânio; MZUSP 10175 pele e crânio; MZUSP 10422 pele e crânio; MZUSP 10722 pele e crânio; MZUSP 11008 pele e crânio; MZUSP 11010 pele e crânio; MZUSP 11013, pele e crânio; MZUSP 20542 crânio; MZUSP 23936 crânio; MZUSP 23951 crânio; MAM 394 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 419 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 420 pele, crânio e esqueleto parcial; MAM 433 pele, crânio e esqueleto parcial.

## APÊNDICE II. Lista de localidades.

**Bolívia**

## San Joaquim

1. Centenela, Rio Machupo, 1mi E de San Joaquim. 13°4'S, 64°48'O. *Cerradomys maracajuensis*.
2. San Joaquim. 13°4'S, 64°49'O. *Cerradomys maracajuensis*.

**Brasil**

## Bahia

3. Aritaguá, Urucutuca, Ilhéus. 14°42'S, 39°5'O. *Hylaeamys laticeps*.
4. Banco da Vitória, Pirataquissé, Ilhéus. 14°47'S, 39°6'O. *Hylaeamys laticeps*.
5. Buerarema, Ribeirão da Fortuna. 14°56'S, 39°19'O. *Hylaeamys laticeps*.
6. Fazenda Brejo Grande, 12km, S e 1,7km W de Itabuna. 14°55'S, 39°17'O. *Hylaeamys laticeps*.
7. Fazenda Limeira, Ilhéus. 14°47'S, 39°2'O. *Hylaeamys laticeps*.
8. Ilhéus. 14°47'S, 39°2'O. *Hylaeamys laticeps*.
9. Parque Zoobotânico da CEPLAC, 6 km E de Itabuna. 14°48'S, 39°20'O. *Hylaeamys laticeps*.

## Mato Grosso

10. Claudia. 11°29'S, 54°53'O. *Hylaeamys megacephalus*.

## Paraíba

11. João Pessoa. 7°6'S, 34°41'O. *Cerradomys langguthi*.  
Campus Universitário  
Mata Timbó, Conjunto dos Bancários
12. Natuba. 7°38'S, 35°34'O. *Cerradomys langguthi*.  
Pirauá  
Povoado Gito  
Sítio Malheiro  
Sítio Pedra da Bica  
Sítio Quicé  
Sítio Recreio  
Sítio São José  
Sítio Tauá
13. Salgado de São Felix. 7°21'S, 35°26'O. *Cerradomys langguthi*.  
Engenho Govão  
Sítio Campinas  
Vila Feira Nova

## Pernambuco

14. Macaparana. 7°33'S, 35°29'O. *Cerradomys langguthi*.  
Chã do Pau d'Arco  
Fazenda Alegre Velho  
Fazenda Monte Alegre  
Fazenda Monte Alegre Novo  
Sítio José Camilo (=Sítio São José Camilo)  
Sítio Olho d'Água

15. São Vicente Ferrer. 7°35'S, 35°29'O. *Cerradomys langguthi*.  
Engenho Zabelê  
Sítio Alto do Miro

São Paulo

16. Boracéia, Salesópolis. 23°38'S, 45°52'O. *Euryoryzomys russatus*.  
17. Casa Grande, Salesópolis. 23°22'S, 45°56'O. *Euryoryzomys russatus*.

**Paraguai**

Misiones

18. 2,7 Km N San Antonio por rodovia. 26°41'S, 56°53'O. *Sooretamys angouya*.  
19. 5 km por rodovia ENE Ayolas. 27°24'S, 56°54'O. *Sooretamys angouya*.  
20. Orillas del Rio Tebicuary, 26°24'S, 57°2'O. *Sooretamys angouya*.  
21. San Ignacio. 26°52'S, 57°3'O. *Sooretamys angouya*.

Paraguari

22. Costa del Rio Tebicuary. 26°30'S, 57°14'O. *Sooretamys angouya*.  
23. Sapucay. 25°40'S, 56°55'O. *Sooretamys angouya*.

**ANÁLISES CITOGENÉTICAS**  
**EM UMA ZONA HÍBRIDA INTERESPECÍFICA ENTRE**  
***CTENOMYS MINUTUS* E *CTENOMYS LAMI* (RODENTIA:**  
**CTENOMYIDAE) NA PLANÍCIE COSTEIRA DO SUL DO BRASIL**

*Thales Renato Ochotorena de Freitas*  
*Simone Sousa Freitas Ximenes*  
*Carla Martins Lopes*

### Zonas de hibridação

Hibridização é conhecida, pelo menos, desde os tempos de Linnaeus, e é discutida frequentemente por evolucionistas (Mayr, 1963; Arnold, 1997; Coyne, 2004). A maioria das mudanças evolutivas ocorre devagar ou esporadicamente, assim a observação direta destas mudanças ao longo do tempo oferece informações limitadas sobre o processo evolutivo, que é estudado através de modelos (Harrison, 1993). Logo o papel das zonas de hibridação é discutido entre os biólogos evolutivos, sendo citadas como laboratórios naturais para estudos evolutivos, permitindo evidências sobre processos de variações genético/geográficas entre diferentes espécies ou formas, a manutenção de suas identidades, a origem e natureza destas e sendo importantes fontes de novas variantes e novas espécies (Barton & Hewitt, 1985; Dowling & Secor, 1997; Hewitt, 2001). Hibridação é muito mais comum entre animais do que era suposto por zoólogos, estimando-se que em alguns grupos a taxa de hibridação entre espécies pode passar de 25% (Mallet, 2005). No entanto, poucas zonas híbridas animais são descritas em detalhes, sendo que algumas questões relativas às causas e significados evolutivos desse processo para as espécies envolvidas permanece pouco compreendido (Trigo *et al.*, 2008).

A hibridação ocorre quando grupos de indivíduos geneticamente distintos, se encontram, cruzam e resultam em uma prole de ancestralidade misturada (Barton & Hewitt, 1989; Harrison, 1993). São eventos encontrados tanto entre diferentes populações de uma mesma espécie, como entre espécies distintas, podendo aparecer como descontinuidades abruptas, ou como clinas suaves entre grupos de populações. Ocorrendo de forma esporádica, principalmente entre espécies simpátricas, formando zonas híbridas estreitas e transitórias, ou até mesmo se caracterizando como eventos comuns através de um processo de miscigenação (Harrison, 1993). As zonas de hibridação são normalmente estreitas, principalmente quando comparadas com a distribuição geográfica dos tipos parentais, e sua extensão é fortemente relacionada com a capacidade de dispersão dos espécimes envolvidos e com a pressão de seleção (Harrison, 1993). Normalmente são mais frequentes em espécies recentes, pois estas possuem barreiras reprodutivas menos efetivas do que espécies mais antigas, assim espécies que não apresentam atualmente zonas de hibridação podem ter apresentado em algum momento no passado (Mallet, 2005). Como produto de uma zona de hibridação a progênie pode ser formada apenas por indivíduos decorrentes da F1, muitas vezes sendo inférteis ou com a fertilidade reduzida, ou por uma população numerosa formada por inúmeras gerações de cruzamentos e retrocruzamentos, dando origem a uma ampla variação de tipos recombinantes e até mesmo indivíduos híbridos tão semelhantes aos parentais que se torna impossível distinguí-los, fenômeno conhecido como “*hybrid swarm*” (Anderson & Hubricht, 1938; Allendorf *et al.*, 2001).

Uma das principais questões com relação às zonas de hibridação é a respeito da dificuldade de distinguir zonas híbridas de contato primário ou secundário (Barton & Hewitt, 1985; Harrison, 1993). As zonas híbridas de contato primário surgem localmente em resposta a pressões de seleção do gradiente ambiental, e no segundo caso, a hibridação é resultado do contato secundário entre populações que se diferenciaram em alopatria e entraram em contato posteriormente (Harrison, 1993). Muitas das zonas híbridas descritas são atribuídas ao contato secundário, tanto as relacionadas com causas naturais, como os exemplos das flutuações climáticas no padrão de distribuição e colonização de espécies da América do Norte e Europa. Quanto aquelas que têm suas origens relacionadas a ações antrópicas, como modificações e fragmentação do habitat ou introdução de espécies exóticas (Barton & Hewitt, 1985; Allendorf *et al.*, 2001). Se a zona híbrida é formada naturalmente, esta é considerada como parte do processo evolutivo dos táxons envolvidos, mas se a hibridação for consequência de ações humanas esta pode se tornar um problema e requer intervenções conservacionistas (Rhymer & Simberloff, 1996; Allendorf *et al.*, 2001). Considerando que o impacto antrópico tem aumentado progressivamente, acredita-se que as zonas híbridas vão se tornar cada vez mais recorrentes e problemáticas na natureza (Allendorf *et al.*, 2001).

A introgressão pode ser uma das consequências dos eventos de hibridação e retrocruzamentos entre os híbridos e as formas parentais, resultando na incorporação de alelos de um dos táxons envolvidos no outro (Harrison, 1993; Rieseberg & Wendel, 1993). Mesmo assim poucos híbridos podem funcionar com uma ponte para a troca de alelos entre parentais (Mallet, 2005). A extensão da introgressão depende dos marcadores analisados que podem apresentar um padrão de direção assimétrico, e como consequências extremas desse processo é possível (i) fusão completa das formas parentais, (ii) o reforço das barreiras reprodutivas através da seleção por cruzamento preferencial entre indivíduos da mesma espécie, (iii) a extinção de um dos táxons envolvidos ou (iiii) os híbridos podem dar origem a uma nova espécie (Arnold, 1992; Rieseberg & Wendel, 1993; Allendorf *et al.*, 2001). Desta forma, identificar e caracterizar eventos de introgressão é primordial em estudos de zonas de hibridação (Allendorf *et al.*, 2001).

Reconhecer a ocorrência de indivíduos híbridos entre populações ou espécies, e compreender os padrões e processos envolvidos na formação de uma zona híbrida não consiste em uma tarefa simples, e normalmente se dá por meio de análises envolvendo múltiplos aspectos, como a morfologia, diferenças cromossômicas, etológicas, ecológicas e com marcadores moleculares (Hewitt, 1988; Allendorf *et al.*, 2001).

### Evolução cromossômica

Variações cariotípicas sejam em relação ao número diplóide, à morfologia cromossômica, ou ambos, não são consideradas exceções em diversas espécies de mamíferos. As alterações cromossômicas são principalmente provenientes de rearranjos cromossômicos, que podem ter diferentes efeitos na evolução cromossômica. Particularmente, alguns rearranjos que

possuem heterose negativa podem ter um papel preponderante em processos de cladogênese, principalmente aqueles que causam, ou têm potencial para causar, segregação errada durante a meiose, podendo ter um papel significativo na limitação do fluxo gênico entre as espécies. Entre eles estão: fusões ou fissões Robertsonianas; inversões paracêntricas e pericêntricas; fusões in tandem; e translocações recíprocas. Porém, os rearranjos podem ser considerados neutros ou adaptativos, ou seja, possivelmente, não estão envolvidos na especiação (King, 1993; Noor *et al.*, 2001; Rieseberg, 2001; Navarro & Barton, 2003b). Uma interessante predição desse modelo é que rearranjos cromossômicos poderiam induzir barreiras ou filtros para o fluxo gênico que poderiam ser específicos para algumas partes do genoma (Yannic *et al.*, 2009). Porém, nem sempre os rearranjos cromossômicos e mudanças cromossômicas levam a redução da fertilidade, já que existem alguns mecanismos na meiose, como supressão parcial ou completa da recombinação, que diminuem os problemas de segregação. Além disso, diferentes tipos de rearranjos provocam diferentes efeitos no valor adaptativo (Rieseberg, 2001).

Zonas híbridas entre organismos com divergências cromossômicas comprovam que essas diferenças não necessariamente causam isolamento reprodutivo. Hibridização e introgressão entre espécies são o contrário de isolamento reprodutivo e desafia a “veracidade” do conceito biológico de espécie (Mallet, 2005).

A fixação de rearranjos cromossômicos geralmente está relacionada a espécies com pequenos tamanhos populacionais, assim estes rearranjos podem ser selecionados negativamente, ou positivamente, ou ainda podem ser fixados por efeito de deriva genética (Lande, 1979). Isso pode ser observado em roedores subterrâneos, que apresentam diferenças cromossômicas intra e interespecíficas, pois o tempo de geração é curto, as populações geralmente são pequenas e apresentam baixo fluxo gênico entre si (Bush, 1977).

### Roedores

Os roedores podem ser divididos em duas subordens: Sciurognathi e Hystricognathi, que são diferenciadas pela estrutura e musculatura mandibular e ainda pela dentição (Wilson & Reeder, 2005). Os roedores Hystricognathi incluem os Phiomorpha do Velho Mundo e os Caviomorpha do Novo Mundo. Os últimos estão representados por famílias de roedores endêmicos ao continente Americano, que podem ter se originado e diversificado na América do Sul durante o Oligoceno, aproximadamente há 30 milhões de anos (Vucetich *et al.*, 1999). Os Caviomorfos apresentam uma grande diversidade, representada por 12 famílias atuais, com cerca de 44 gêneros e mais de 170 espécies, dentre as quais aproximadamente 30% pertencem à família Ctenomyidae, constituída por roedores fossoriais e subterrâneos (Wilson & Reeder, 2005).

### Roedores Subterrâneos

Os vertebrados que permanecem maior parte de sua existência no interior de túneis fechados sob o solo que saem ao exterior para coletar e depois estocar alimentos são considerados subterrâneos (Lacey *et al.*, 2000). Três ordens dentro da classe Mammalia possuem representantes subterrâneos, são elas: Marsupialia, Insectivora e Rodentia (Nevo, 1991). A ordem Rodentia possui um grande número de espécies escavadoras subterrâneas, distribuídas em todos os continentes com exceção da Austrália e Antártica (Nevo, 1979; Lacey *et al.*, 2000). Os roedores subterrâneos representam um clássico exemplo de convergência adaptativa (Nevo, 1999), apresentando uma série de adaptações ao seu modo de vida que surgiram independentemente em diversos grupos e em diferentes regiões zoogeográficas como reflexo das restrições ambientais a eles impostas (Stein, 2000).

O surgimento da zona ecológica subterrânea ocorreu durante o Cenozóico médio, há aproximadamente 35 milhões de anos, num cenário de mudanças climáticas, ciclos de aridez, formação de montanhas e regressões marinhas. Nessa época, as florestas deram lugar a ambientes abertos como as savanas, estepes, campos e desertos, cenários nos quais aconteceram várias modificações evolutivas. Os roedores subterrâneos, após terem derivado independentemente de formas de superfície, sofreram nova radiação quando da extinção dos grandes ungulados, devido ao aumento da aridez no Plio-Pleistoceno (Reig *et al.*, 1990).

Apesar da grande diversidade de ambientes e áreas geográficas nas quais os roedores subterrâneos são encontrados, considera-se o ambiente subterrâneo como sendo propenso a poucas variações, o que pode ser comprovado pela convergência adaptativa verificada entre espécies de roedores subterrâneos (Stein, 2000).

### Gênero *Ctenomys*

O gênero *Ctenomys* Blainville, 1826, onde “*Ctenus*” significa pente e “*mys*” significa rato (Rodentia: Hystricognathi: Ctenomyidae, Woods, 1982), possui cerca de 60 espécies descritas, popularmente conhecidos como tuco-tucos, assim chamados devido à sua vocalização característica (Nowak, 1999; Lacey *et al.*, 2000).

Sua origem é na Argentina na província de Buenos Aires, onde foram encontrados registros fósseis em formações do Terciário (Formação Chapadmalal, Plioceno Superior), maior que 3,5 milhões de anos (Contreras *et al.*, 1987; Reig *et al.*, 1990; Lessa & Cook, 1998; Verzi, 2008). Posteriormente o gênero passou por uma cladogênese expressiva, sendo esta considerada como uma das mais explosivas dentre os gêneros de mamíferos (Reig *et al.*, 1990; Cook & Lessa, 1998; Lessa & Cook, 1998). Tanta diversificação pode estar associada aos inúmeros rearranjos cromossômicos encontrados entre as diferentes espécies, o que sugere uma importância fundamental na especiação (Reig & Kiblicky, 1969; Lessa & Cook, 1998).

A adaptação ao ambiente subterrâneo em áreas abertas possibilitou a irradiação do gênero e a consequente ocupação de diversos ambientes. As espécies deste gênero ocorrem desde o altiplano andino (4000 m) até o nível do mar, em todos os países do sul da América do Sul: Peru, Bolívia, Chile, Paraguai, Uruguai, sul e centro-oeste do Brasil e Argentina (Reig *et al.*, 1990; Lizzaralde *et al.*, 2003).

Entre os ctenomídeos a distribuição fragmentada é bastante evidente, determinada por condições ecológicas e barreiras geográficas (Nevo, 1979; Cook *et al.*, 1990; Reig *et al.*, 1990; Steinberg & Patton, 2000). A maioria das espécies apresenta distribuição em parapatría e alopatría (Pearson, 1984; Reig *et al.*, 1990), embora existam casos de simpatria (Contreras & Reig, 1965; Malizia *et al.*, 1991; Comparatore *et al.*, 1995).

*Ctenomys* é o grupo de mamíferos atuais com maior variação cromossômica, e sua radiação ocorreu em um rápido intervalo de tempo, também se destaca sua alta taxa de evolução cromossômica. No gênero os números diplóides variam desde  $2n=10$  (*C. steinbach*) a  $2n=70$  (*C. pearsoni* e *C. dorbignyi*; Reig & Kiblicky, 1969; Kiblicky *et al.*, 1977; Freitas & Lessa, 1984; Massarini *et al.*, 1991a,b; Freitas, 1997 e 2001; Slamovits *et al.*, 2001), e os número de braços autossômicos (NA) desde  $NA=16$  a 90 (Reig *et al.*, 1992). Devido a estas características as espécies de ctenomídeos têm sido consideradas modelos para o estudo dos processos de especiação e sua relação com a variação cromossômica. Vários autores sugerem que a variação cromossômica teve um papel fundamental na alta diversificação deste gênero e na rápida evolução do mesmo (Reig & Kiblicky, 1969; Reig *et al.*, 1990, 1992; Ortells, 1995).

No Estado do Rio Grande do Sul tem-se atualmente quatro espécies do gênero *Ctenomys* descritas (Figura 1). *Ctenomys torquatus* Lichtenstein, 1830, é a espécie mais amplamente distribuída, habita os campos sulinos no Rio Grande do Sul até o norte do Uruguai. Apresenta quatro cariótipos distintos:  $2n=40, 42, 44$  e  $46$  (Freitas & Lessa, 1984; Freitas, 1995, Fernandes *et al.*, 2009). *Ctenomys flamarioni* Travi, 1981, habita a primeira linha de dunas da planície costeira, e sua distribuição estende-se desde Arroio Teixeira, ao norte, até a desembocadura do Arroio Chuí (Fernández-Stolz *et al.*, 2007). Apresenta um único número diplóide:  $2n=48$  (Freitas, 1994). *Ctenomys lami* (Freitas, 2001) e *Ctenomys minutus* (Nehring 1887) são as espécies alvo deste trabalho, e serão comentadas detalhadamente a seguir.

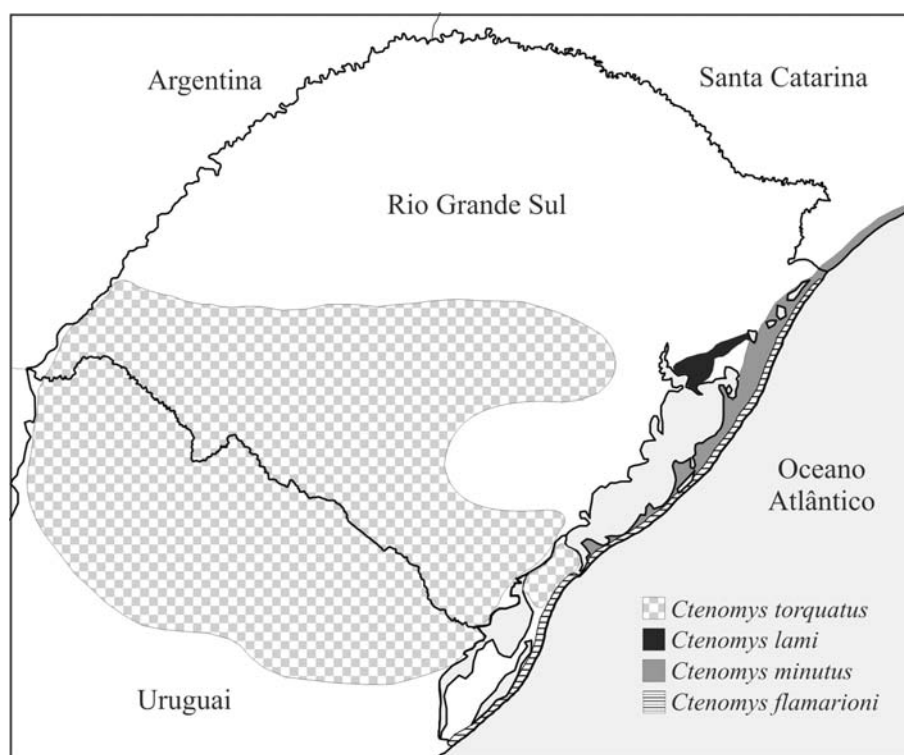


Figura 1. Distribuição geográfica das espécies do gênero *Ctenomys* no Sul do Brasil

A espécie *Ctenomys minutus* (Figura 2a), ocorre na Planície Costeira do Sul do Brasil, desde o Sul do Estado de Santa Catarina, no Farol de Santa Marta, até as proximidades do município de São José do Norte no Estado do Rio Grande do Sul (Freygang *et al.*, 2004, Lopes, 2011). Dentre todas as espécies de *Ctenomys* que ocorrem na Planície Costeira, *C. minutus* é a mais amplamente distribuída, ocupando uma extensão linear de aproximadamente 500 km (Figura 3). *Ctenomys minutus* ocupa ambientes abertos preferencialmente com solos secos, que não sejam compactados e nem alagáveis (Gastal, 1994; Rui & Gastal, 1997).

As populações desta espécie possuem notável variação cariotípica (Gava & Freitas, 2004). Estudos realizados por Freitas (1997), Gava & Freitas (2003), Castilho *et al.* (*in press*), Freygang *et al.* (2004) e Lopes (2011) demonstraram a existência

de oito cariótipos parentais diferentes ( $2n = 42, 46a, 46b, 48a, 48b, 48c, 50a$  e  $50b$ ), distribuídos parapatricamente, decorrentes de rearranjos Robertsonianos, fusões/fissões em tandem e uma inversão pericêntrica, entre os quais há formação de seis zonas híbridas intra-específicas que dão origem a inúmeros cariótipos intermediários entre os parentais: a)  $2n = 46a \times 2n = 48a$ ; b)  $2n = 46b \times 2n = 48b$ ; c)  $2n = 42 \times 2n = 48a$ ; d)  $2n = 50b \times 2n = 48b$ ; e)  $2n = 42 \times 2n = 46b$ ; f)  $2n = 48c \times 2n = 50a$  (Freitas, 1997; Freygang *et al.*, 2004; Lopes, 2011).

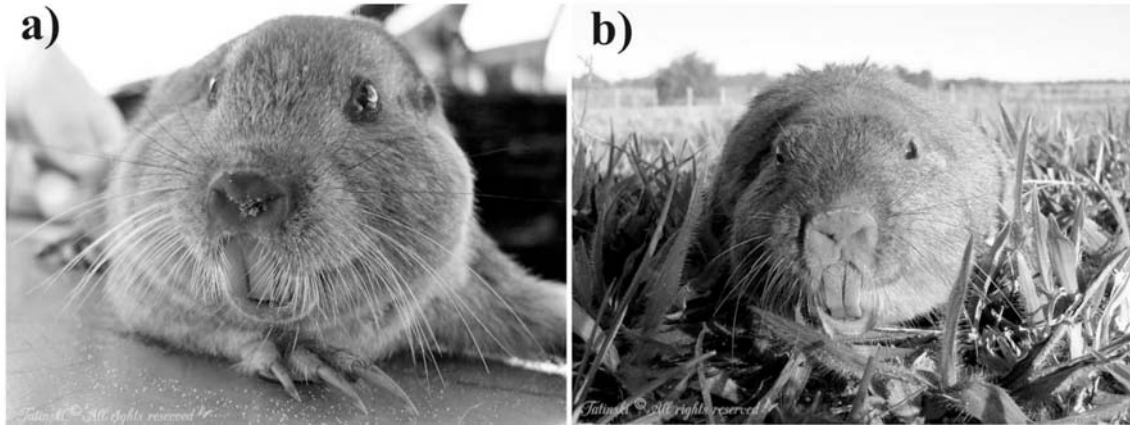


Figura 2. Exemplos adultos de: a) *Ctenomys minutus*; e b) *Ctenomys lami*.

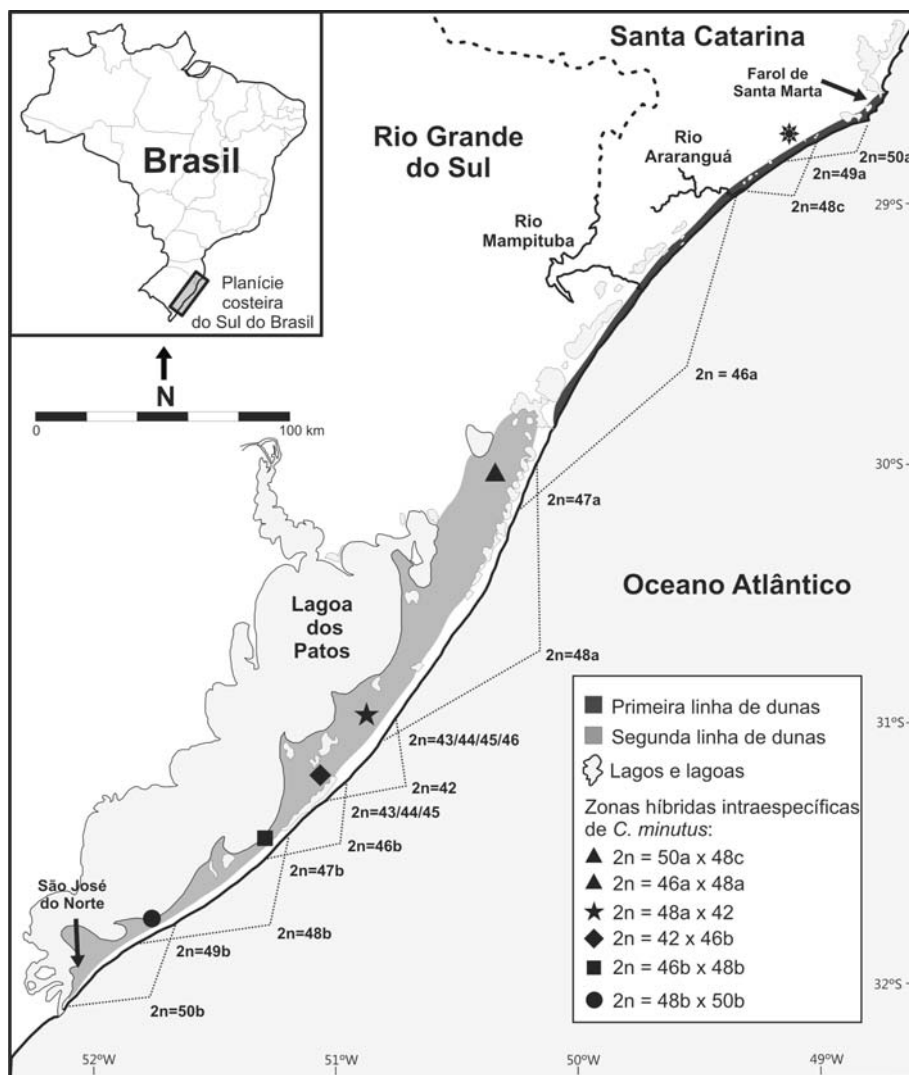


Figura 3. Distribuição geográfica de *C. minutus* na planície costeira do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Os diferentes símbolos representam as zonas híbridas intra-específicas. As regiões de ocorrência dos diferentes cariótipos de *C. minutus* encontram-se destacadas no mapa.

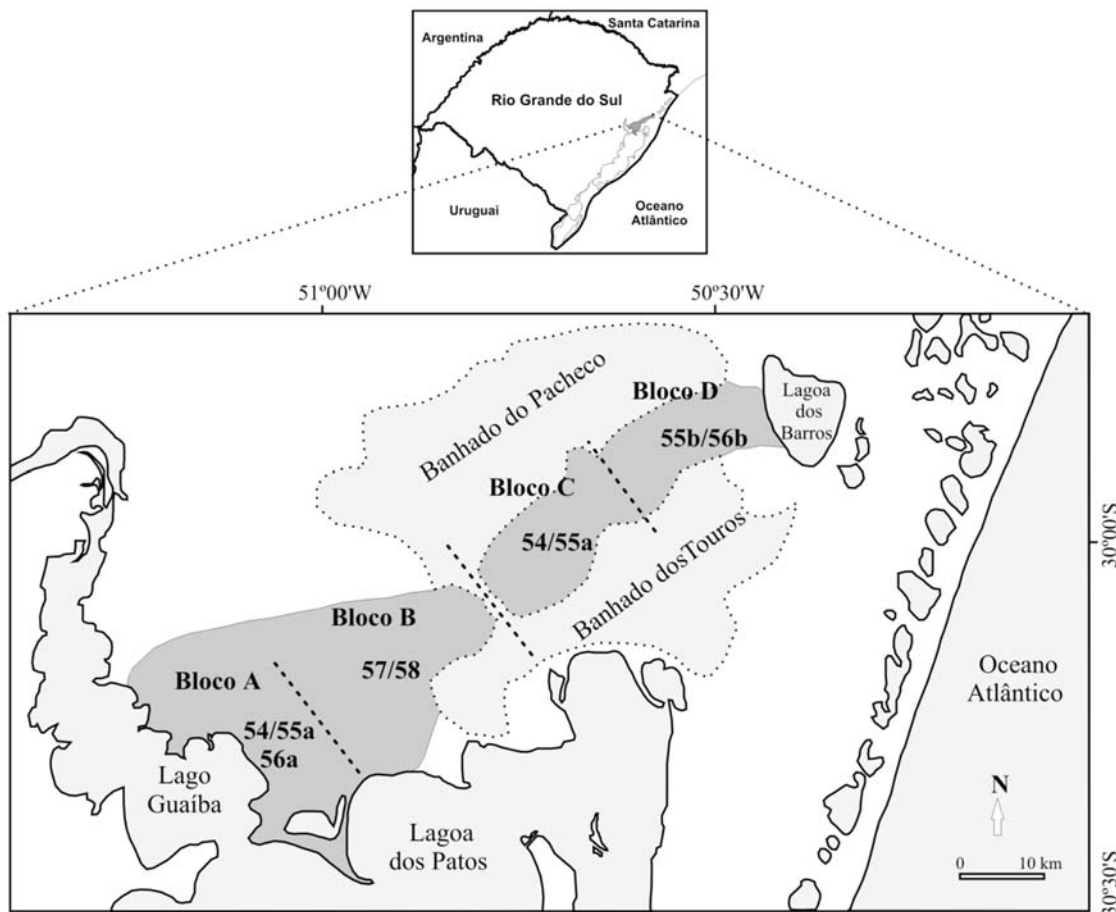


Nos espécimes de cariótipo “a” e “c” ( $2n = 46a, 48c, 50a, 42$  e seus respectivos cariótipos híbridos) o par cromossômico 2 encontra-se íntegro, com exceção de  $2n = 48a$  que possui o cromossomo 2 fissionado. Por outro lado, em todos os cariomorfos reconhecidos como “b” ( $2n = 46b, 47b, 48b, 49b$  e  $50b$ ) o par 2 encontra-se fissionado originando dois cromossomos, correspondentes aos braços 2p e 2q, e o cromossomo correspondente ao braço 2p sofreu uma inversão pericêntrica originando um cromossomo metacêntrico (Freygang *et al.*, 2004; Freitas, 2006).

Os rearranjos cromossômicos envolvidos em cada um dos cariótipos foram identificados através da técnica de banda G. Partindo-se do cariótipo  $2n = 50a$ , encontrado no extremo norte da distribuição de *C. minutus*, pode-se destacar que os cromossomos identificados como 2, 16, 17, 19, 20, 22, 23 e 24 estão envolvidos em alguma forma de rearranjo nos outros cariótipos encontrados para esta espécie (Freygang *et al.*, 2004; Freitas, 2006).

Tamãna variabilidade cariotípica demonstra a ocorrência de polimorfismo cromossômico em *C. minutus*, que pode ser reflexo de um isolamento geográfico entre diferentes populações da espécie (Freitas, 1997; Gava & Freitas, 2002, 2003; Freygang *et al.*, 2004; Freitas, 2006).

A espécie *C. lami* (Figura 2b) é endêmica do Estado do Rio Grande do Sul, limitada a uma estreita faixa de ocorrência de 78 km x 12 km, em uma região conhecida como Coxilha das Lombas, caracterizada por apresentar pastagens e plantações que ocorrem em solos arenosos (Freitas, 1990, 2001), estendendo-se do norte do Lago Guaíba até o noroeste da Lagoa dos Barros. Essa região é cercada a noroeste pelo banhado dos Pachecos e a sudeste pelo banhado dos Touros (Figura 4, Freitas, 2001, 2007). Originou-se durante o Pleistoceno Inferior (1,8 milhão de anos atrás) e é resultado do primeiro evento transgressivo – regressivo marinho do Pleistoceno.



**Figura 4.** Distribuição geográfica de *C. lami* destacada em cinza escuro. Os diferentes cariótipos e blocos cariotípicos são apresentados no mapa.

*Ctenomys lami* apresenta a maior variabilidade cariotípica, na menor distribuição geográfica conhecida até então para o gênero *Ctenomys*, com cinco diferentes números diplóides ( $2n = 54, 55, 56, 57$  e  $58$ ), e 26 diferentes cariótipos descritos em uma área de 936 km<sup>2</sup> (Freitas, 1990; 1997; 2001; 2007). As variações nos cariótipos são devidas a rearranjos Robertsonianos e inversões pericêntricas, e como observadas nos espécimes de *C. minutus*, números diplóides iguais descritos como “a” ou “b” se diferenciam por apresentarem rearranjos em cromossomos distintos (Freitas, 2007).

De acordo com o estudo de Freitas (1990), considerando um transecto sudoeste–nordeste, o par 1 na forma metacêntrica ocorre em três populações contíguas, sendo seguidas de seis populações onde esse par é encontrado fissionado dando

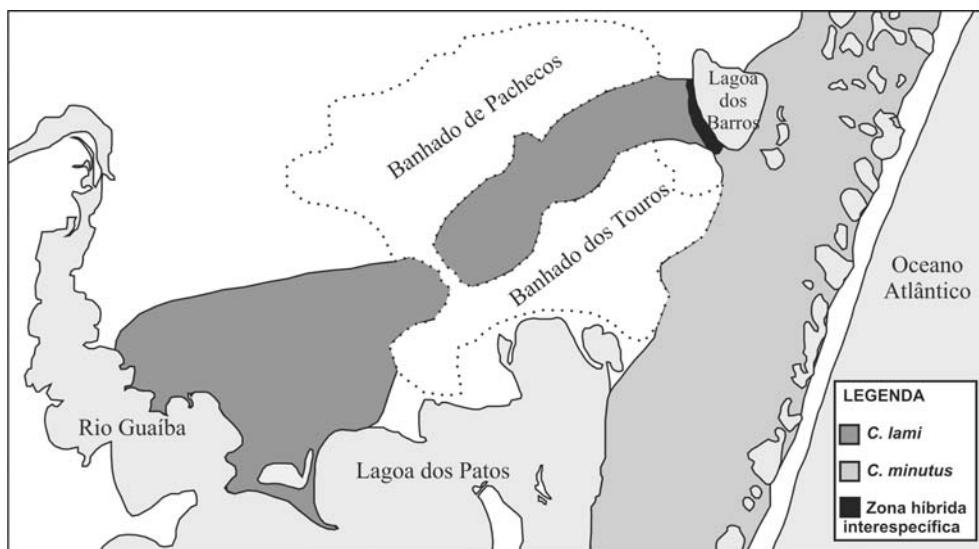
origem a quatro acrocêntricos. Continuando o transecto, quatro populações voltam a ter o cromossomo 1 na sua forma metacêntrica, seguidas de três populações com indivíduos possuindo o mesmo fissionado, sendo que heterozigotos foram observados em algumas populações, sempre em baixa frequência. Ao analisar o par 2, o autor observa que o mesmo se distribui de forma semelhante.

Associando as variações dos cromossomos 1 e 2 às mudanças de solo e relevo ao longo da distribuição da espécie, Freitas (1990) propôs uma divisão em quatro blocos populacionais de acordo com a variação cariotípica: bloco A com  $2n = 54$ , 55a e 56a, com indivíduos que possuem a forma metacêntrica dos pares 1 e 2; bloco B com  $2n = 57$  e 58, com populações compostas de indivíduos que possuem os pares 1 e 2 fissionados dando origem a quatro acrocêntricos para cada par, isoladas parcialmente do bloco A por formações graníticas elevadas; bloco C com  $2n = 54$  e 55a, onde os indivíduos voltam a ter os cromossomos 1 e 2 em sua forma metacêntrica; e bloco D com  $2n = 55b$  e 56b, onde o cromossomo 1 é encontrado em sua forma fissionada dando origem a quatro acrocêntricos, e o cromossomo 2 apresenta forma metacêntrica.

Entre as populações cromossômicas de *C. lami* há indicação de duas zonas híbridas estreitas. A primeira caracterizada pelo cruzamento entre os cariótipos  $2n = 56a$  ou  $2n = 55a$  (bloco A) com  $2n = 58$  (bloco B), e a segunda formada pela hibridação entre os cariótipos  $2n = 54$  (bloco C) com  $2n = 56b$  (bloco D) (Freitas, 2007). Os blocos B e C encontram-se separados por uma barreira geográfica formada pela ligação entre os banhados dos Touros e dos Pachecos.

#### Zona híbrida interespecífica: *Ctenomys minutus* e *Ctenomys lami*

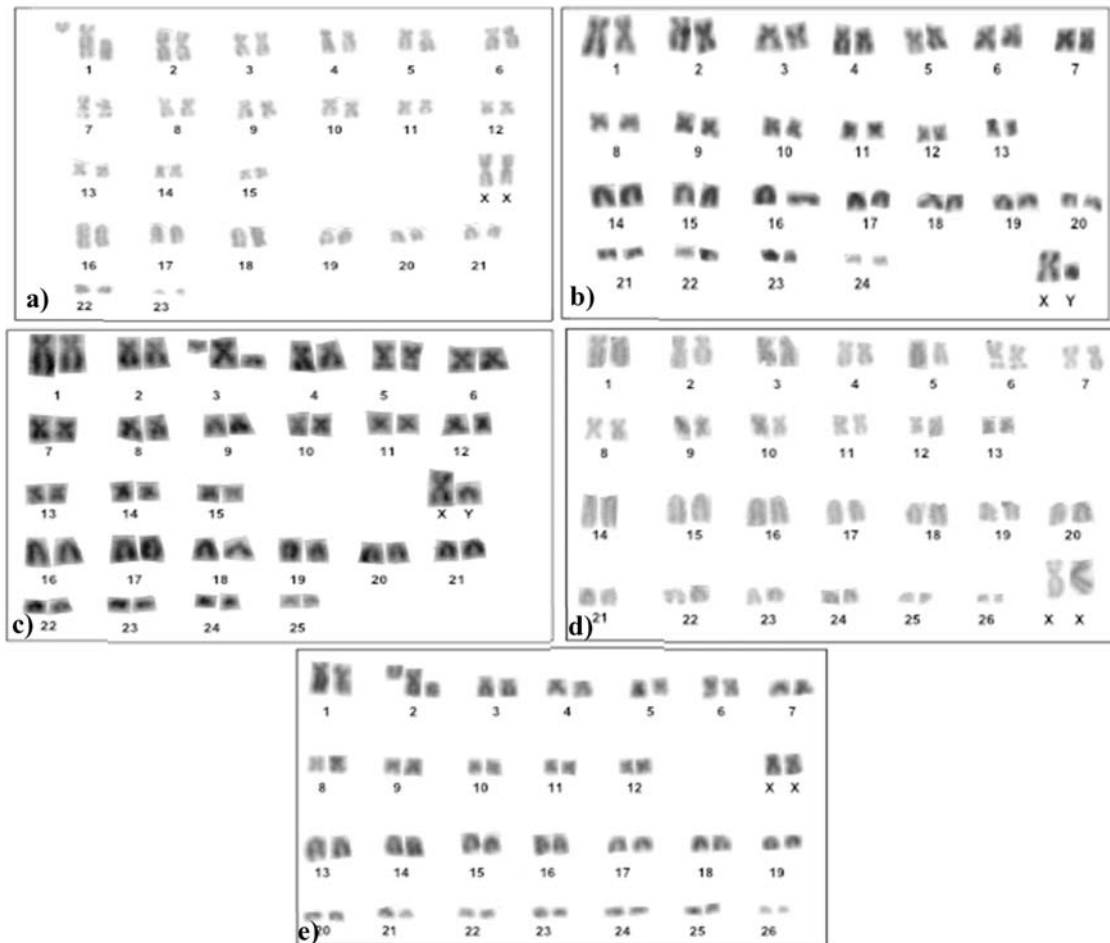
Gava & Freitas (2003) indicaram a existência de uma zona de hibridação interespecífica, entre espécimes de *C. minutus* com  $2n=48a$  e espécimes de *C. lami* com  $2n = 56b$ , na margem sudoeste da Lagoa dos Barros, no município de Osório, na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 5). Os espécimes amostrados pelos autores apresentavam números diplóides intermediários ( $2n = 50, 51$  e  $52$ ) entre os cariótipos envolvidos das espécies parentais.



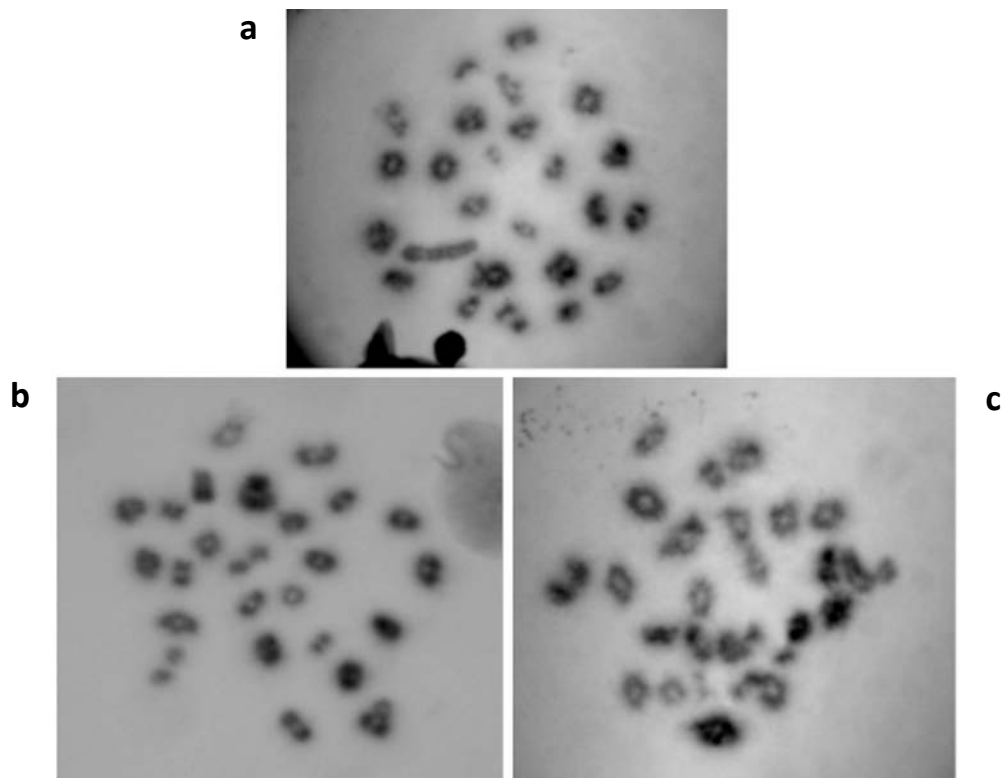
**Figura 5.** Figura esquemática representando a área de contato e hibridação entre as espécies *C. lami* e *C. minutus* a oeste da Lagoa dos Barros, na planície costeira do Rio Grande do Sul.

As duas espécies em questão são proximamente relacionadas filogeneticamente, sendo a espécie *C. lami* considerada como a mais semelhante ao ancestral comum entre as duas espécies presentes na região (Freitas 1990, 1995; Moreira *et al.*, 1991). As formas cromossômicas de *C. minutus* seriam derivadas de *C. lami* por um processo de especiação baseada em rearranjos cromossômicos (Freitas, 2001). Nesse sentido, o isolamento gerado pelo banhado no entorno da região da Coxilha das Lombas e entre esta e a Lagoa dos Barros (Arienti, 1986) teria sido o responsável pela criação de uma barreira geográfica efetiva isolando populações e permitindo que as mesmas seguissem caminhos evolutivos diferentes. Recentemente, na década de 1950, a ocupação humana e o desenvolvimento de culturas de arroz na região têm drenado constantemente a Lagoa causando a redução de seu volume expondo uma região arenosa possibilitando a invasão desse espaço por parte das duas espécies e seu consequente contato (El Jundi, 2003).

Recentemente, Ximenes (2009) analisou 20 indivíduos, distribuídos em três pontos de coleta distintos na região correspondente à zona híbrida entre *C. lami* e *C. minutus*. Foram encontrados 12 cariótipos e sete números diplóides:  $2n = 48$ , NA = 76;  $2n = 49$ , NA = 74,76;  $2n = 50$ , NA = 74,76;  $2n = 53$ , NA = 74,80;  $2n = 54$ , NA = 78,80;  $2n = 55$ , NA = 76;  $2n = 56$ , NA = 78, 80 (Figuras 6 e 7). Em todos cariótipos o par sexual é formado por X sub-metacêntrico e Y acrocêntrico.



**Figura 6.** Cariótipos em coloração convencional: a)  $2n = 49$ ,  $NA = 76$ ; b)  $2n = 50$ ,  $NA = 74$ ; c)  $2n = 53$ ,  $NA = 80$ ; d)  $2n = 54$ ,  $NA = 78$ ; e)  $2n = 55$ ,  $NA = 76$ .



**Figura 7.** Diacinese (meiose I) de dois machos híbridos coletados no ponto 2: a)  $2n = 50/NA = 74$ , com destaque para os cromossomos sexuais X e Y. b)  $2n = 53/NA = 80$ , células com  $n = 27$  e  $n = 26$ .

### Descrição dos cariótipos

No ponto 1 foram coletados 8 indivíduos (5 fêmeas e 3 machos). Neste ponto de coleta, mais próximo às populações do parental *C. lami*, os cariótipos encontrados apresentam números diplóides mais próximos à  $2n = 56$ . No ponto 2 foram analisados 5 fêmeas e 2 machos. Esse ponto de coleta possui localização intermediária entre as populações das duas espécies, sendo que os cariótipos encontrados apresentaram números diplóides intermediários entre  $2n = 48$  (*C. minutus*) e  $2n = 56$  (*C. lami*). Finalmente no ponto 3 foram analisados 5 indivíduos (4 fêmeas e 1 macho). Esse ponto de coleta é mais próximo às populações do parental *C. minutus*, e os cariótipos encontrados apresentaram números diplóides próximos à  $2n=48$  (Ximenes, 2009). Estes dados estão representados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Cariótipos encontrados na zona híbrida  $2n = 48$  (*C. minutus*) e  $2n = 56$  (*C. lami*).  $2n$  – número diplóide; NF – número fundamental; M/SM – número de cromossomos metacêntricos/submetacêntricos; A – número de cromossomos acrocêntricos.

| Ponto | 2n | NF | M/SM | A  | Machos | Fêmeas |
|-------|----|----|------|----|--------|--------|
| 1     | 53 | 74 | 23   | 28 | -      | 1      |
|       | 54 | 78 | 26   | 26 | -      | 1      |
|       | 55 | 76 | 23   | 30 | -      | 2      |
|       | 56 | 78 | 24   | 30 | 2      | -      |
|       | 56 | 80 | 26   | 28 | 1      | 1      |
| 2     | 50 | 74 | 26   | 22 | 1      | -      |
|       | 50 | 76 | 28   | 20 | -      | 1      |
|       | 53 | 74 | 23   | 28 | -      | 1      |
|       | 53 | 80 | 27   | 24 | -      | 1      |
|       | 54 | 78 | 26   | 26 | -      | 1      |
|       | 54 | 80 | 28   | 24 | -      | 1      |
| 3     | 48 | 76 | 30   | 16 | 1      | 2      |
|       | 49 | 74 | 27   | 20 | -      | 1      |
|       | 50 | 76 | 28   | 20 | -      | 1      |

Para verificar a regularidade dos números cromossômicos na meiose dos híbridos existentes nesta zona de hibridação interespecífica, e com a finalidade de analisar o comportamento dos híbridos para rearranjos robertsonianos durante a meiose das células gaméticas dos machos, Ximenes (2009) analisou lâminas para observação do pareamento cromossômico durante a diacinese. Os machos coletados nos pontos 2 e 3 apresentaram meiose com comportamento normal, com segregação correta dos cromossomos, formando gametas viáveis. No ponto 1 não foram observadas células em espermatogênese nos dois machos coletados, os quais apresentaram testículos pequenos e pouco esperma. A autora sugere que possivelmente esses resultados sejam em consequência da sazonalidade reprodutiva em *Ctenomys*, e não por uma possível infertilidade dos indivíduos. No ponto 2 foram analisadas meioses de dois machos, um com  $2n = 50/NA = 74$ , que apresentou 25 bivalentes e o outro com  $2n = 53/NA = 80$ , que apresentou células com  $n = 27$  e  $n = 26$ . No ponto 3 foi verificada a meiose de um macho com  $2n = 48/NA = 76$ , que apresentou 24 bivalentes.

## Discussão

No total foram cariotipados 25 indivíduos nesta zona de hibridação (Gava & Freitas, 2003; Ximenes, 2009). Foram obtidos 16 cariótipos diferentes, com números diplóides variando de  $2n = 48$  a  $56$  e  $NA = 74$  a  $80$  (Figura 8). Dos animais analisados 28% dos híbridos não são heterozigotos, apresentando  $2n$  par e  $NA$  par, 44% são heterozigotos, apresentando  $2n$  ímpar e  $NA$  par, e 1 indivíduo (4%) é heterozigoto, apresentando  $2n$  par e  $NA$  ímpar, 16% dos indivíduos são do tipo parental com  $2n=56$  (*C.lami*) e 8% do tipo parental com  $2n = 48a$  (*C. minutus*).

No cruzamento entre os parentais com  $2n = 56b$  (*C.lami*) e com  $2n=48a$  (*C. minutus*) espera-se que os espécimes da F1 apresentem citótipos com  $2n=52$ . No trabalho realizado por Ximenes (2009) não foram encontrados espécimes com cariótipo  $2n = 52$ , porém no estudo realizado por Gava & Freita (2003) um indivíduo apresentou número diplóide esperado para F1. No geral, foram observados diferentes números diplóides e diferentes cariomorfos intermediários aos parentais, demonstrando que estas formas híbridas são provenientes de retrocruzamentos e cruzamentos entre híbridos muito além da F1. Estes resultados demonstram que esta zona de hibridação é viável e bem estabelecida, e que apesar das diferenças cariotípicas entre os parentais, os híbridos são viáveis e férteis podendo reproduzir entre si, o que demonstra que para esta zona híbrida não há redução da adaptabilidade do heterozigoto. O mesmo resultado foi encontrado por Searle (1993) que propôs que os polimorfismos podem ser considerados variações neutras, mas em casos onde haja um excesso de heterozigotos em uma população deve ser considerada a hipótese da manutenção do polimorfismo por vantagem do heterozigoto.

Van den Bussche *et al.* (1993) consideram que uma zona híbrida pode ser mantida pelo modelo de equilíbrio dinâmico se houver um número maior de indivíduos resultantes do cruzamento direto dos parentais em relação a outros tipos de

híbridos, este não parece ser o caso desta zona entre *C. minutus* e *C. lami*, pois apenas um dos indivíduos tinha o número cromossômico  $2n = 52$ , que é esperado na F1, a partir do cruzamento dos parentais. Segundo os mesmos autores, o modelo de superioridade híbrida se aplicará às zonas híbridas se o número de indivíduos com citótipos híbridos alternativos for maior do que indivíduos com citótipos parentais ou híbridos resultantes do cruzamento dos parentais. Foram observados 16% de indivíduos do tipo parental  $2n=56b$  (*C. lami*) e 8% de indivíduo do outro tipo parental  $2n = 48a$  (*C. minutus*), um indivíduo (4%) com o citótipo esperado como cruzamento dos parentais foi encontrado, e os demais indivíduos estudados (72%) apresentaram citótipos híbridos diversos variando de  $2n = 49$  a  $55$  e  $NF = 74$  a  $80$ , assim, o modelo da superioridade híbrida parece ser o que mais se ajusta à manutenção desta zona híbrida interespecífica.

Isso pode ser observado na Figura 8, onde notamos que a maioria dos cariótipos obtidos é proveniente de cruzamentos entre híbridos e retrocruzamentos dos híbridos com suas formas parentais, e apenas um cariótipo esperado para a F1 foi encontrado. Segundo Mallet (2005) híbridos da F1 são geralmente menos viáveis e férteis (mesmo determinando algum vigor híbrido).

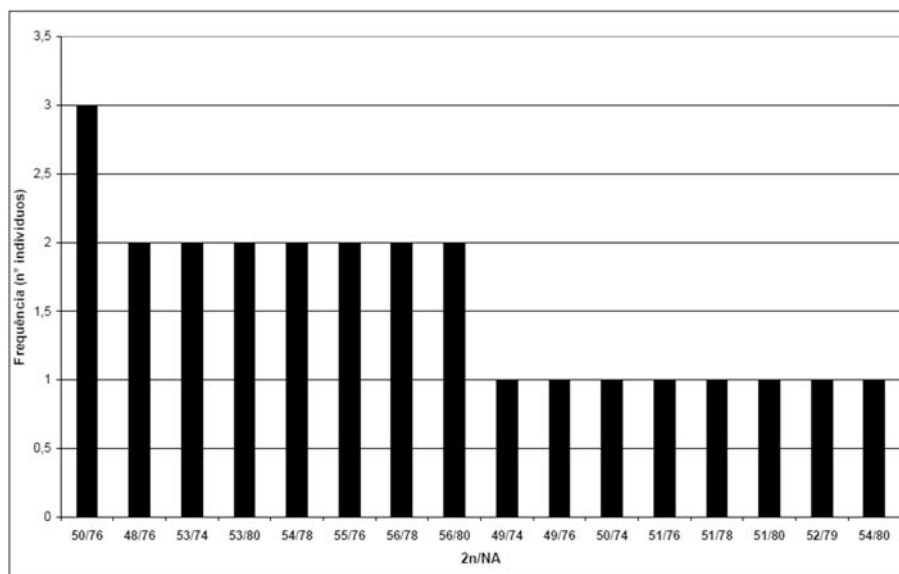


Figura 8. Frequência dos cariótipos dentro da zona híbrida.

No entanto não se pode descartar a hipótese de que nenhum destes dois modelos possa explicar esta zona de hibridação, estudos envolvendo uma amostragem maior, com mais pontos, mais intervalos de coleta, marcadores moleculares e cromossômicos seriam necessários para um melhor entendimento da manutenção desta zona híbrida.

Em relação à extensão da zona híbrida, segundo Searle & Wojcik (1998) a largura absoluta de uma zona híbrida pode ser definida como a distância mínima entre uma raça e outra, sendo, no entanto, melhor considerar apenas as áreas de maior densidade de híbridos.

Como foram coletados tanto indivíduos com cariótipo parental de *C. lami* em uma extremidade da área de coleta e indivíduos com cariótipo parental de *C. minutus* na outra extremidade, podemos concluir que essa zona híbrida apresenta pelo menos 6Km de comprimento. Porém, mais coletas são necessárias na direção da Coxilha das Lombas para sabermos qual a largura da zona de hibridação.

#### Meiose, fertilidade dos híbridos e sazonalidade reprodutiva

Paralelamente aos estudos dos cromossomos mitóticos, a meiose tem importância para a análise da segregação cromossômica. Isto é particularmente relevante quando encontramos organismos com características intermediárias entre duas populações geograficamente contíguas, porém cariotipicamente diferentes (Almeida *et al.*, 2001).

Diferentes tipos de rearranjos cromossômicos variam em seus efeitos sobre a adaptabilidade do híbrido, mas muitos estudos têm demonstrado que, apesar dos problemas que podem surgir na meiose, aparentemente em alguns casos, a fertilidade do híbrido não é afetada. Isso pode ser verificado em vários exemplos e aqui dois mostram que zonas híbridas entre diferentes cariótipos não possui diminuição da fertilidade, Rogatcheva *et al.* (1997) com *Suncus murinus* e Hafner *et al.* (1983) estudaram uma zona híbrida em *Thomomys bottae* através de cromossomos, análise de proteínas, e morfologia.

Rieseberg (2001) observa que heterozigotos para rearranjos cromossômicos que não tem sua adaptabilidade reduzida desenvolveram mecanismos que previnem segregações prejudicadas na meiose, como por exemplo, supressão parcial ou total da recombinação, este mecanismo pode reduzir o fluxo gênico, mas não parece reduzir a adaptabilidade ou fertilidade.

Em indivíduos heterozigotos de *Peromyscus sitkeansis* observou-se todos os gametas balanceados, e isto foi atribuído à supressão da recombinação (Searle, 1993).

Segundo Searle (1993) em alguns casos nos Eutheria, heterozigotos podem ser tão adaptados quanto os homozigotos, por que aberrações meióticas são particularmente raras, e devido ao efeito das aberrações ser minimizado pela compensação reprodutiva.

Gava & Freitas (2003) observaram a formação de trivalentes em híbridos de *Ctenomys minutus*, entre  $2n = 46a$  e  $48a$ , além disso, cortes histológicos das gônadas de um indivíduo híbrido constataram a presença de espermatozoides na luz dos túbulos testiculares, o que indica que não houve aparente mudança no processo de espermatogênese.

O sucesso reprodutivo depende do sincronismo das atividades dos organismos com as condições ambientais, determinando a evolução do mecanismo e controlando o comportamento reprodutivo (Tassino & Passos, 2009). Em zonas temperadas, os mamíferos exibem sazonalidade reprodutiva devido aos custos com termorregulação impostos pelas baixas temperaturas no inverno e baixa viabilidade alimentar (Bronson 1989; Fournier *et al.*, 1999). Portanto, condições ambientais como fotoperíodo, temperatura e precipitação, além da disponibilidade de alimento influenciam o início e duração da estação reprodutiva (Bronson, 1989; Ims, 1990; Fanjul *et al.*, 2006). Segundo Tassino & Passos (2009). Essa sazonalidade reprodutiva é observada no gênero *Ctenomys*, os autores demonstraram que a atividade reprodutiva no gênero inicia no começo do inverno, no mês de Junho, para que os nascimentos ocorram na primavera quando as condições ambientais são mais favoráveis. Os autores demonstraram que de Dezembro a Maio os indivíduos estavam inativos reprodutivamente. Como a coleta no ponto 1 ocorreu em Maio, provavelmente esses indivíduos estavam inativos reprodutivamente, por isso não foi possível observar a meiose dos indivíduos coletados nesse ponto.

Corroborando com os estudos discutidos, Ximenes (2009) observou que os espécimes da zona híbrida interespecífica entre *C. minutus* e *C. lami* analisados não apresentam problemas em relação à fertilidade. Isso pode ser observado na segregação regular dos cromossomos na meiose dos híbridos, e devido a presença de diferentes cariótipos intermediários aos parentais, que demonstram a existência de retrocruzamentos e cruzamentos entre híbridos. E em relação ao período reprodutivo em tuco-tucos o resultado observado vai ao encontro com os resultados obtidos por Tassino & Passos (2009).

#### *Contato Secundário e Conservação*

Mudanças ambientais como a eliminação ou redução de barreiras geográficas ao fluxo gênico e expansões populacionais, levando a um contato secundário entre espécies, têm sido as principais causas sugeridas para a formação de zonas híbridas entre espécies selvagens (Harrison, 1993; Barton, 2001).

Segundo dados históricos e mapas do exército da região da Lagoa dos Barros e Coxilha das Lombas as espécies *C. lami* e *C. minutus* eram isoladas por um banhado entre a Coxilha das Lombas e a Lagoa dos Barros (Arienti, 1986). Na década de 1950 com o desenvolvimento de culturas de arroz nessa região trouxe uma mudança na paisagem da região com consequente aparecimento de uma zona seca que serviu de ponte para o contato das duas espécies.

Com esses dados podemos concluir que essa zona de contato secundário foi causada por atividade humana, o que se apresenta de fundamental importância para conservação das espécies.

Frequentemente sugere-se que as zonas híbridas são conseqüências diretas de distúrbios ou mudanças ambientais, muitas vezes provocadas pelo homem (Allendorf *et al.*, 2001). Com isso, existe o risco de perder a identidade específica, com a sobreposição das mesmas. Segundo Anttila *et al.* (1998), é também possível que, caso uma espécie tenha sucesso reprodutivo mais elevado do que a outra, a hibridização pode ameaçar esta última com a extinção.

A espécie *C. lami* é endêmica, possui uma área de distribuição restrita e ocorre em uma região com impacto e descaracterização ambiental devido a plantações e contaminação por agrotóxicos. Mesmo com tantos problemas de conservação essa espécie não está presente em nenhuma lista de espécies ameaçadas. Além disso, com a ocorrência dessa zona de hibridação interespecífica pode haver introgressão, e com isso as espécies podem se homogenizar e *C. lami* pode perder sua identidade específica e desaparecer.

## REFERÊNCIAS

- Allendorf FW, Leary RF, Spruell P & Wenburg JK (2001) The problem with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends Ecol Evol* 16 (11): 613-622.
- Almeida CAS, Bonvicino CR, Lachtermacher M, Moreira MAM, Olício R & Seuánez HN (2001) Técnicas da avaliação da diversidade genética. In: Garay I & Dias B (eds) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, 430 pp.
- Anttila C, Daehler C, Rank N, Strong D (1998) Greater male fitness of a rare invader (*Spartina alterniflora*, Poaceae) threatens a common native (*Spartina foliosa*) with hybridization. *Am J Bot* 85: 1597-1601.
- Arienti, ML (1986) *Evolução Paleogeográfica da Bacia do Rio Gravataí*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de mestrado.
- Arnold ML (1992) Natural hybridization as an evolutionary process. *Annu Rev Ecol Syst* 23: 237-261.

- Barton NH (2001) The role of hybridization in evolution. *Molecular Ecology* 10:551-568.
- Barton, N H & Hewitt G M (1989) Adaptation, speciation and hybrid zones. *Nature* 341: 497-503.
- Bronson F (1989) *Mammalian Reproductive Biology*. Editora: University Chicago, Chicago.
- Busch C, Antinuchi CD, dell Valle JC, Kittlein MJ, Malizia AI, Vassalo AI & Zenuto RR (2000) Population ecology of subterranean rodents. In: Lacey, E. A., Patton J. L. & Cameron, G. N. (eds.) *Life Underground – The Biology of Subterranean Rodents*. Editora The University of Chicago, Chicago, pp. 183-226.
- Bush GL, Case SM, Wilson AC, Patton JL (1977) Rapid speciation and chromosomal evolution in mammals. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 74:3942-46.
- Castilho CS, Gava A, Freitas TRO (in press). Hybrid zone in genus *Ctenomys*: a study case in southern Brazil. *Genet Mol Biol*.
- Comparatore VM, Maceira N & Busch C (1995) Habitat relationship in *Ctenomys talarum* (Caviomorpha, Octodontidae) In *A Natural Grassland*. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 56: 112-28.
- Contreras JR & Reig OA (1965) Datos Sobre La Distribución Del Género *Ctenomys* (Rodentia: Octodontidae) En La Zona Costera De La Provincia De Buenos Aires Compreendida Entre Necochea Y Bahía Blanca. *Physis* 25:169-186.
- Contreras LC, Torres-Mura JC & Yáñez JL (1987) Biogeography of Octodontid Rodents an Eco- Evolutionary Hypothesis. *Fieldiana Zool* 39:401-411.
- Cook JA & Lessa EP (1998) Are rates of diversification in subterranean South American tuco-tucos (Genus *Ctenomys*, Rodentia: Octodontidae) unusually high? *Evolution* 52(5):1521–1527.
- Cook JA, Anderson S & Yates A (1990) Notes on Bolivian mammals 6. The genus *Ctenomys* (Rodentia, Ctenomyidae) in the highlands. *American Museum Novitates*, 2980: 1-27.
- Dowling TE, Secor CL (1997) The role of hybridization and introgression in the diversification of animals. *Annu Rev Ecol Syst* 28:593-619.
- El Jundi TARJ (2003) Estudo da variabilidade cromossômica em *Ctenomys lami* (Rodentia-Ctenomyidae) ao longo de sua distribuição geográfica através de marcadores moleculares. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de Doutorado.
- Fanjul MS, Zenuto R & Busch C (2006) Seasonality of breeding in wild tuco-tucos *Ctenomys talarum* in relation to climate and food availability. *Acta Theriol* 51: 283–293.
- Fernandes FA, Gonçalves GL, Ximenes, SSF & Freitas TRO (2009) Karyotypic and molecular polymorphisms in *Ctenomys torquatus* (Rodentia: Ctenomyidae): taxonomic considerations. *Genetica* 136:449–459.
- Fernández-Stolz GP (2007) Estudos evolutivos, filogeográficos e de conservação em uma espécie endêmica do ecossistema de dunas costeiras do sul do Brasil, *Ctenomys flamarioni* (Rodentia - Ctenomyidae), através de marcadores moleculares microssatélites e DNA mitocondrial. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de Doutorado.
- Fournier F, Thomas DW & Garland T (1999) A test of two hypotheses explaining the seasonality of reproduction in temperate mammals. *Funct. Ecol.* 13: 523–529.
- Freitas TRO (1990) Estudos citogenéticos e craniométricos em três espécies do gênero *Ctenomys*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Tese de Doutorado.
- Freitas TRO (1994) Geographical variation of heterochromatin in *Ctenomys flamarioni* (Rodentia – Octodontidae) and its cytogenetic relationships with other species of the genus. *Cytogenetics and Cell Genetics*, 67: 193–198.
- Freitas TRO (1995) Geographic distribution and conservation of four species of the genus *Ctenomys* in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 30: 53-59.
- Freitas TRO (1997) Chromosome polymorphism in *Ctenomys minutus* (Rodentia: Octodontidae). *Rev Bras Genet* 20:1-7.
- Freitas TRO (2001) Tuco-tucos (Rodentia, Octodontidae) in southern Brazil: *Ctenomys lami* spec. nov separated from *C. minutus*. *Stud Neotrop Fauna* 36:1–8.
- Freitas TRO (2006) Cytogenetics status of four *Ctenomys* species in the south of Brazil. *Genetica* 126:227-235.
- Freitas TRO (2007) *Ctenomys lami*: the highest chromosomal variability in *Ctenomys* (Rodentia, Ctenomyidae) due to a centric fusion/fission and pericentric inversion system. *Acta Theriol* 52:(2)171-180.
- Freitas TRO & Lessa EP (1984) Cytogenetics and morphology of *Ctenomys torquatus* (Rodentia-Octodontidae). *Journal of Mammalogy* 65: 637-642.
- Freygang CC, Marinho JR and Freitas TRO (2004) New karyotypes and some considerations of *Ctenomys minutus* (Rodentia: Ctenomyidae) on the coastal plain of the Brazilian State of Rio Grande do Sul. *Genetica* 121:125-132.
- Gastal ML (1994) Sistema de túneis e área de vida de *Ctenomys minutus* Nehring, 1887 (Rodentia, Caviomorpha, Ctenomyidae) *Inheringia*, 77:5-44.
- Gava A & Freitas TRO (2002) Characterization of a hybrid zone between chromosomally divergent populations of *Ctenomys minutus* (Rodentia; Ctenomyidae). *J Mammal* 83:843-851.
- Gava A & Freitas TRO (2003) Inter and intra-specific hybridization in tuco-tuco (*Ctenomys*) from Brazilian coastal plains (Rodentia: Ctenomyidae). *Genetica* 119:11-17.

- Hafner JC, Hafner DJ, Patton JL & Smith MF (1983) Contact zones and the genetics of Harrison RG (1993) Hybrids and hybrid zones: historical perspective. In: Harrison RG (Ed) Hybrid Zones and the Evolutionary Process. Editora Oxford University, New York, pp. 364.
- Hewitt GM (1988) Hybrid zones-natural laboratories for evolutionary studies. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 158-167.
- Hewitt GM (2001) Speciation, hybrid zones and phylogeography – or seeing genes in space and time. *Mol Ecol* 10: 536-549.
- Ims RA (1990) The ecology and evolution of reproductive synchrony. *Trends Ecol. Evol.* 5, 135–140.
- Kiblicky P, Brum-Zorrilla N, Perez G & Saez FA (1977) Variabilidad cromosómica entre diversas poblaciones uruguayas del roedor cavador del género *Ctenomys* (Rodentia-Octodontidae). *Mendeliana* 2: 85-93.
- King, M (1993) Species evolution. Editora Cambridge University, 336 pp.
- Lacey EA, Patton JL & Cameron GN (2000) Life underground: the biology of subterranean rodents. Editora University of Chicago, Chicago, 449 pg.
- Lande R (1979) Effective deme sizes during long-term evolution estimated from rates of chromosomal rearrangement. *Evolution* 33: 234-251.
- Lessa EP & Cook JA (1998) The Molecular phylogenetics of tuco-tucos (genus *Ctenomys*, Rodentia: Octodontidae) suggests an early burst of speciation. *Mol Phylogenet Evol*, 9: 88-99.
- Lizarralde M, Bolzan A & Bianchi M (2003) Karyotype evolution in South American subterranean rodents *Ctenomys magellanicus* (Rodentia: Octodontidae): chromosome rearrangements and (TTAGGG)<sub>n</sub> telomeric sequence localization in 2n=34 and 2n=36 chromosomal forms. *Hereditas*, 139: 13 – 17.
- Lopes CM, 2011. História evolutiva de *Ctenomys minutus* e *Ctenomys lami* (Rodentia, Ctenomyidae) na planície costeira do Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de doutorado.
- Malizia AI, Vassallo IA & Busch C (1991) Population and habitat characteristics of two sympatric species of *Ctenomys* (Rodentia: Octodontidae). *Acta Theriol* 36:87-94.
- Mallet J (2005) Hybridization as an invasion of the genome. *Trends in Ecology and Massarini AI, Barros MA, Ortellis MO & Reig OA (1991a) Evolutionary biology of fossorial Ctenomyne rodents (Caviomorph: Octodontidae). I. Chromosomal polymorphism and small karyotypic differentiation in Central Argentinian populations of tuco-tucos. Genetica* 83: 131-144.
- Massarini AI, Barros MA, Ortellis MO & Reig OA (1991b) Chromosomal polymorphism and small karyotypic differentiation in a group of *Ctenomys* species from Central Argentina. *Genetics* 83: 131-144.
- Mayr E (1963) Animal species and evolution. Editora Harvard University, Massachusetts.
- Moreira DM, Franco MHL P, Freitas TRO and Weimer TA (1991) Biochemical polymorphism and phenetic relationships in rodents of the genus *Ctenomys* from Brazil. *Biochem Genet* 29:601-615.
- Navarro A & Barton NH (2003) Chromosomal speciation and molecular divergence—accelerated evolution in rearranged chromosomes. *Science* 300: 321–324.
- Nevo E (1979) Adaptative convergence and divergence of subterranean mammals. *Annu Rev Ecol Syst* 10:269-308.
- Nevo E (1991) Evolutionary theory and process of active speciation and adaptative radiation in Subterranean mole rats, *Spalax ehrenbergi* superspecies, in Israel. *Evolutionary Biology*, 25: 1-125.
- Nevo E (1999) Mosaic evolution of subterranean mammals: regression, progression and global convergence. Editora Oxford University, 413 pp.
- Noor MAF, Grams KL, Bertucci LA & Reiland J (2001) Chromosomal inversions and the reproductive isolation of species. *Proc Natl Acad Sci USA* 98: 12084–12088.
- Nowak RM (1999) Walkers mammals of the world. 6ª edição . Editora The Johns Hopkins University, Baltimore and London, 1936pp.
- Ortells MO (1995) Phylogenetic analysis of G-banded karyotypes among the South American subterranean rodents of the genus *Ctenomys* (Caviomorpha: Octodontidae), with special reference to chromosomal evolution and speciation. *Biol. J. Linn. Soc.* 54, 43-70.
- Pearson OP (1984) Taxonomy and Natural History Of Some Fossorial Rodents Of Patagonia, Southern Argentina *J Zool Lond* 202:225-237.
- Reig OA & Kiblicky P (1969) Chromosome multiformity in the genus *Ctenomys* (Rodentia:Octodontidae). *Chromosoma* 28: 211-244.
- Reig OA, Busch C, Ortells MO & Contreras JR (1990) An overview of evolution, systematics, population biology, cytogenetics, molecular biology and speciation in *Ctenomys*. In: Nevo E & Reig OA (eds.) *Evolutions of the subterranean mammals at the organismal and molecular levels*. Editora Alan R. Liss, New York, pp. 71-96.
- Reig OA, Massarini AI, Ortells MO, Barros M, Tiranti SI & Dyzenchouz FJ (1992) New karyotypes and C-banding patterns of the subterranean rodents of the genus *Ctenomys* (Caviomorpha, Octodontidae) from Argentina. *Mammalia* 56, 603-623.
- Rhymer JM & Simberloff D (1996) Extinction by hybridization and introgression. *Annu Rev Ecol Syst* 27:83-109.
- Rieseberg, L (2001) Chromosomal rearrangements and speciation. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 351-358.
- Rogatcheva MB, Borodin PM, Oda SI & Searle JB (1997) Robertsonian chromosomal variation in the house musk shrew (*Suncus*



- murinus*, Insectivora: Soricidae) and the colonization history of the species. *Genome* 40: 18-24.
- Rui AM & Gastal MLA (1997) Estrutura de Sistemas de Túneis e Distribuição Espacial de *Ctenomys minutus* NEHRING 1887 (Rodentia, Ctenomyidae) em Área de Restinga, Torres, RS, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, V5, n2, p. 33-44.
- Searle JB (1993) Chromosomal hybrid zones in eutherian mammals. In: Harrison RG (ed) *Hybrid Zones and the Evolutionary Process*. Editora Oxford University, New York, pp 309-353.
- Searle JB & Wójcik JM (1998) Chromosomal evolution; The case of *Sorex araneus* In: Wójcik JM & Wolsan M (eds) *Evolution of Shrew*. Editora Mammal Research Institute Polish Academy of Sciences, Bialowieza.
- Slamovits CH, Cook JA, Lessa EP, Rossi MS (2001) Recurrent amplifications and deletions of satellite DNA accompanied chromosomal diversification in south american tuco-tucos (genus *Ctenomys*, Rodentia: Octodontidae) a phylogenetic approach. *Molecular Biology and Evolution* 18: 1708-1719.
- Stein BR (2000) Morphology of subterranean rodents. In: *Life underground*: Lacey EA, Patton JL, & Cameron GN (eds.) The biology of subterranean rodents, Editora The University of Chicago, Chicago, pp. 19–61.
- Steinberg EK & Patton JM (2000) Genetic structure of subterranean rodents. In: Lacey EA, Patton JL & Cameron GN (eds). *Life Underground – The Biology of Subterranean Rodents*. Editora The University of Chicago, Chicago and London, pp. 301–331.
- Tassino B & Passos CA (2009) Reproductive biology of Río Negro tuco-tuco, *Ctenomys rionegrensis* (Rodentia: Octodontidae).
- Trigo TC (2008) Híbridação e introgressão entre espécies de felídeos neotropicais (Mammalia, Carnivora). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de Doutorado.
- Van den Bussche RA, Chesser RK, Hamilton MJ, Bradley RD, Porter CA & Baker RJ (1993) Maintenance of a narrow hybrid zone in *Peromyscus leucopus*: a test of alternative models. *Journal of Mammalogy* 74: 832-845.
- Verzi DH (2008) Phylogeny and adaptive diversity of rodents of the family Ctenomyidae (Caviomorpha): delimiting lineages and genera in the fossil record. *Journal of Zoology*, 274(4): 386-394.
- Vilwock JA (1989) A summary of the geology of the coastal province of Rio Grande do Sul. *Proceedings of the International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: planning, pollution and productivity*, 2: 471-484.
- Vucetich MG, Verzi DH & Hartenberger JL (1999) Review and analysis of the radiation of the South American Hystricognathi (Mammalia, Rodentia). *Académie des Sciences*, 329: 763-769.
- Wilson DE & Reeder DM (eds) (2005) *Mammal Species of the World*. Editora Johns Hopkins University, 2142 pp.
- Ximenes SSF (2009) Análises citogenéticas em uma zona híbrida interespecífica entre *Ctenomys minutus* e *Ctenomys lami* (Rodentia: Ctenomyidae) na planície costeira do Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Monografia de conclusão de curso.
- Yannic G, Basset P & Hausser J (2009) Chromosomal rearrangements and gene flow over time in an inter-specific hybrid zone of the *Sorex araneus* group. *Heredity*, 1–10.
- Zenuto R & Busch C (1998) Population biology of the rodent *Ctenomys australis* (tuco-tuco) in a coastal dunefield in Argentina. *International Journal of Mammalian Biology*, 63: 357-367.

**ESTADO DA ARTE DA INTERAÇÃO MORCEGO-PLANTA:  
FRUGIVORIA E DISPERSÃO DE SEMENTES  
POR MORCEGOS NO BRASIL**

*Isadora de Miranda e Souza Sette  
Ludmilla Moura de Souza Aguiar*

## INTRODUÇÃO

Na interação morcego-fruto ambos os grupos se beneficiam. O morcego tem o fruto como uma fonte de alimento e a planta se beneficia do serviço de dispersão de suas sementes (Fleming & Heithaus 1981, Fleming 1986, Fleming & Sosa 1994). A partir do momento em que começaram a comer frutos, os morcegos ampliaram suas fontes de alimento, o que provavelmente permitiu que se diversificassem e conquistassem mais ambientes, aumentando sua abundância (Fleming 1986). Essa vantagem é especialmente forte nos trópicos, onde os frutos de milhares de espécies estão disponíveis praticamente durante todo o ano (Howe & Smallwood 1982).

A dispersão de sementes é um evento ecológico considerado um serviço ambiental, ou ecossistêmico (Daily 1999). Serviços ambientais podem ser definidos como condições e processos por meio dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem sustentam a vida humana (Daily 1997).

Os morcegos são um dos principais dispersores de sementes em ambientes tropicais (Fleming & Heithaus 1981, Galindo-González et al. 2000, Kunz et al. 2011). Eles voam por longas distâncias entre seus abrigos e os locais onde se alimentam (Bernard & Fenton 2003, Mello et al. 2008b) dispersando milhares de sementes viáveis por noite (Fleming & Sosa 1994, Galindo-González et al. 2000). A dispersão de sementes realizada por morcegos é fundamental para o sucesso reprodutivo das plantas por eles dispersadas, e tem consequências ecológicas que afetam a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais, principalmente em florestas tropicais (Whittaker & Jones 1994, Fleming & Sosa 1994, Medellín & Gaona 1999, Galindo-González et al. 2000, Muscarella & Fleming 2007). Na região Neotropical, que engloba o sul do México até a Patagônia Argentina, Gardner (1977) aponta que morcegos frugívoros podem dispersar sementes de, no mínimo, 96 gêneros de 49 famílias de plantas. Nessa região, já foram listadas 123 espécies de 38 famílias de plantas dispersadas por morcegos (Geiselman et al. 2002).

O Brasil possui pelo menos 174 espécies de morcegos descritas (Paglia et al. 2012), o que representa aproximadamente 15% das espécies de morcegos de todo o mundo (Simmons 2005). Do total de espécies brasileiras, pelo menos 40 são frugívoras e, mesmo espécies carnívoras e insetívoras, podem atuar como dispersoras de sementes (Bernard 2002, Uieda et al. 2007). Muitas pesquisas já foram realizadas no diferentes biomas do Brasil com relação a interação morcego-fruto (por exemplo, Muller & Reis 1992, Galetti & Morellato 1994, Sazima et al. 1994, Mikich 2002, Zortéa 2003, Lima & Reis 2004, Mello et al. 2004a, Aguiar 2005, Mello et al. 2005, Aguiar & Marinho-Filho 2007, Gonçalves et al. 2007, Brito et al. 2010). Nessas pesquisas estão sendo utilizados variados métodos, como a coleta de amostras fecais dos morcegos para a amostragem do número de sementes dispersadas (Reis et al. 1996, Passos & Graciolli 2004, Aguiar & Marinho-Filho 2007, Brito et al. 2010), a radiotelemetria para avaliação do movimento do dispersor (Mello et al. 2008b) e a germinação de sementes para avaliar os efeitos da passagem das sementes pelo trato digestivo do animal (Figueiredo & Perin 1995, Bocchese et al. 2007).

Os morcegos frugívoros são agentes importantes no reestabelecimento da vegetação em áreas degradadas (Garcia et al. 2000, Silveira et al. 2011) inclusive porque, por meio da chuva de sementes, aumentam a diversidade de espécies alóctones (Silveira et al. 2011). Métodos para atrair morcegos dispersores para áreas degradadas estão sendo atualmente considerados como um mecanismo eficiente na restauração (Bianconi et al. 2010). Muitas espécies de morcegos que ocorrem no Brasil são dispersoras de sementes, como *Artibeus lituratus*, *Carollia perspicillata* e *Sturnira lillium* (Gastal & Bizerril 1999, Mikich 2003, Lima & Reis 2004). Muitas espécies de plantas que ocorrem no Brasil são dispersadas por esses animais, como espécies de *Solanum*, *Piper*, *Cecropia* e *Ficus* (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Bizerril & Raw 1998, Sato et al. 2008, Munin et al. 2011). No entanto, a compilação dessas espécies de morcegos dispersores e das espécies de plantas dispersadas ainda não foi elaborada no Brasil. Além de ser uma fonte de informação, essa listagem de espécies é uma ferramenta útil para embasar, por exemplo, escolhas de plantas a serem empregadas em programas de restauração de áreas degradadas.

Dessa forma, nesse capítulo pretendemos, por meio da revisão da literatura, levantar informações sobre o histórico das pesquisas publicadas relacionadas à interação morcego-fruto no Brasil, analisando a evolução histórica dessas pesquisas, os biomas onde já foram realizadas e os métodos nelas utilizadas. Além disso, apresentamos uma listagem de morcegos dispersores de sementes e das espécies de plantas dispersadas por esses animais no Brasil. Respondemos às seguintes questões: como foi ao longo do tempo a evolução das pesquisas brasileiras relacionadas à interação morcego-fruto? Há informações sobre essa interação para todos os biomas brasileiros? Quais métodos já foram utilizados para o desenvolvimento dessas pesquisas? Quais espécies de morcegos são dispersoras de sementes, e quais as plantas são dispersadas por esses morcegos no Brasil?

## MÉTODOS

Para responder às questões compilamos dados de estudos científicos primários. As buscas foram feitas primeiramente por meio de buscadores “on line” (Web of Science, JStor, Scielo) utilizando as seguintes palavras-chave, em português (e em inglês): frugivoria (frugivory), dispersão de sementes (seed dispersal), morcegos (bats) e Brasil (Brazil). Com os artigos levantados nessa primeira etapa, utilizamos as referências por eles citadas para a procura de novos artigos.

A redundância das referências foi a indicação para a finalização das buscas.

Todos os artigos científicos obtidos foram utilizados para levantar informações sobre o histórico das pesquisas publicadas relacionadas à interação morcego-fruto no Brasil. Para a construção da listagem de espécies de morcegos dispersores e as espécies de plantas dispersadas por esses animais separamos um subconjunto de artigos, pois apesar da interação morcego-fruto ser uma só, os trabalhos poderiam registrar o consumo do fruto pelo morcego sem fazer o registro da dispersão das sementes, que consideramos como a retirada da semente da planta-mãe. Para fazermos essa separação, classificamos a interação apresentada no artigo como: interação de consumo do fruto ou de dispersão da semente. A interação foi classificada como de dispersão de sementes se no artigo estivesse registrado: (1) a presença de sementes em amostras fecais ou estomacais, ou (2) sementes encontradas em abrigos de morcegos, ou (3) a observação do animal removendo o fruto com a semente. Portanto, artigos que registraram somente a presença de frutos nas amostras fecais ou estomacais de determinada espécie de morcego, sem registrar a presença de sementes nessas amostras, não foram utilizados para a construção da listagem de espécies. Essa metodologia para separação dos tipos de trabalhos para posterior listagem das espécies de morcegos dispersores de sementes e das espécies de plantas dispersadas por morcegos foi baseada em Geiselman *et al.* (2002). Para determinar o número de espécies de plantas dispersadas pelas espécies de morcegos elaboramos uma base de dados com os seguintes campos: família da planta, gênero da planta, espécie da planta, família do morcego, gênero do morcego, espécie do morcego, o(s) autor(es) e o ano da publicação da referência. Cada registro na base de dados representou uma interação entre uma espécie de planta e uma espécie de morcego.

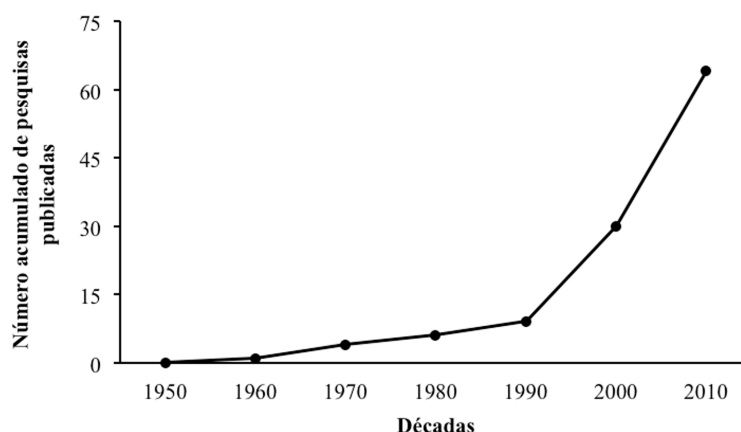
A nomenclatura das espécies de plantas compiladas da literatura foi atualizada com a retirada de sinônimos com a utilização do programa Plantminer (Carvalho *et al.* 2010), que recorre as bases de dados The plant list e Tropicos. A nomenclatura das espécies de morcegos seguiu Simmons (2005). Atualizamos os nomes das espécies *Artibeus jamaicensis* que foi considerada como *Artibeus planirostris*, *Vampyrops lineatus* como *Platyrrhinus lineatus*, e *Vampyrops helleri* como *Platyrrhinus incarum*.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Histórico das pesquisas relacionadas à interação morcego-fruto no Brasil

Encontramos 64 artigos relacionados com as palavras-chave selecionadas. Desse total, 45 (70%) foram utilizados para a elaboração das listagens das espécies. Obtivemos 630 registros de morcegos consumindo frutos e 476 registros de morcegos dispersando sementes.

Do início da década de 1950 até a década de 1980 existiam somente nove publicações relacionadas à interação morcego-fruto no Brasil. Na década de 1990 esse número triplicou e até 2010 existem mais de 60 pesquisas (Figura 1). É digno de nota que, a diferença da década de 2010 para as anteriores deverá ser muito maior em número de publicações ao final da década, do que o ilustrado na figura, pois os dados da década de 2010 são restritos aos dois primeiros anos da década, ao passo que as demais classes de tempo incluem 10 anos.



**Figura 1.** Evolução histórica do número acumulado de pesquisas científicas brasileiras publicadas sobre a interação morcego-fruto.

O estudo mais antigo encontrado, relacionado à interação morcego-fruto no Brasil, foi o relato da presença de sementes de Solanaceae nas fezes de *Molossus rufus* e de *Chrotopterus auritus*, que foram capturados com rede de neblina na Mata Atlântica (Ruschi 1953). Esse trabalho cita a dispersão de sementes de Solanaceae feita por duas espécies não frugívoras; *M. rufus* uma espécie primariamente insetívora e *C. auritus*, primariamente carnívora. *Molossus rufus* não foi novamente registrada dispersando sementes, mas *C. auritus* foi novamente registrada dispersando sementes de Hypericaceae (Bernard 2002) e sementes de Solanaceae, Piperaceae, Cecropiaceae (Uieda *et al.* 2007).

As pesquisas publicadas na década de 1960 tratam basicamente da identificação dos frutos que os morcegos consomem, sem menção da possível dispersão das sementes (Carvalho 1961, McNab & Morrison 1963, Taddei 1969). Na época, o foco era principalmente as observações das características do comportamento de forrageio do animal em campo (Carvalho 1961, Taddei 1969), e o início dos primeiros experimentos em laboratório da oferta de frutos aos morcegos (McNab & Morrison 1963).

Apenas na década de 1970 as palavras “dispersão” e “quirópteros” apareceram no título de uma publicação (Conceição 1977). Na década seguinte foram publicados no Brasil os primeiros experimentos de germinação de sementes após passarem pelo trato digestivo de morcegos (Reis & Guillaumet 1983, Uieda & Vasconcellos-Neto 1985). Nessa década também foram publicadas as primeiras pesquisas realizadas no Brasil que concluíam que espécies de morcegos poderiam ser efetivos dispersores de sementes (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985) e que morcegos poderiam ter um papel muito importante no ciclo de regeneração das florestas tropicais (Reis & Guillaumet 1983).

Em comparação com as décadas anteriores, na década de 1990 existiu uma evolução natural dos métodos de pesquisa para responder a novas perguntas. Por exemplo, a fenologia da frutificação foi relacionada com a dispersão de sementes por morcegos (Marinho-Filho 1991), foram realizadas as primeiras coletas sistematizadas em abrigos (Zortéa 1993) e foram realizados os primeiros experimentos de manipulação de frutos (Bizerril & Raw 1998). Foram publicadas nessa década as primeiras pesquisas relacionadas à interação morcego-fruto na Caatinga (Willig et al. 1993) e no Cerrado (Bizerril & Raw 1997, Pedro & Taddei 1997). Na Mata Atlântica, as pesquisas passaram a ser realizadas em fragmentos florestais (Galetti & Morellato 1994), em ambiente urbano (Sazima et al. 1994), e principalmente dentro de unidades de conservação (Muller & Reis 1992, Reis et al. 1993, Zortéa 1993, Zortéa & Chiarello 1994, Figueiredo et al. 1995, Sipinski & Reis 1995, Faria 1996, Reis et al. 1996, Pedro & Taddei 1997, Reis et al. 1999, Tavares 1999).

Na década de 2000 aparecem na literatura estudos relacionados à seleção de frutos por morcegos (Mello et al. 2005) e o efeito de morcegos na distribuição de sementes (Marques & Fischer 2009). O papel dos morcegos na dispersão de sementes também começa a ser avaliado em áreas degradadas (Garcia et al. 2000). Mikich et al. (2003) utilizam óleos essenciais de Piperaceae para atrair *Carollia perspicillata* como uma ferramenta para recuperação de ambientes degradados. Bianconi et al. (2007) expandiram esses resultados mostrando a diferença de eficácia dos óleos essenciais de diferentes espécies de frutos (*Piper*, *Solanum* e *Ficus*) para atrair e capturar morcegos frugívoros em áreas degradadas, com pouca disponibilidade de recurso. Baseado nesses resultados, morcegos frugívoros podem ser atraídos para essas áreas pelos óleos essenciais, aumentando a chuva de sementes e, desse modo, acelerando o processo de sucessão ecológica.

Mas somente dez anos depois, 2010 e 2011, as publicações brasileiras avaliam os morcegos como agentes dispersores úteis no reestabelecimento da vegetação em áreas degradadas (Jacomassa & Pizo 2010, Silveira et al. 2011) e os morcegos são realmente vistos como uma nova ferramenta para a restauração de ambientes degradados (Bianconi et al. 2010). A interação morcego-fruto começa a ser avaliada também de uma forma mais ampla, a partir das teorias de redes ecológicas (Mello et al. 2011).

## MÉTODOS UTILIZADOS EM PESQUISAS BRASILEIRAS RELACIONADAS À INTERAÇÃO MORCEGO-FRUTO

As pesquisas que abordam a interação morcego-fruto feitas no Brasil incluem métodos como: a coleta de amostras fecais ou estomacais de morcegos capturados por redes de neblina; a coleta sistematizada de material depositado em abrigos, a observação focal de morcegos no campo ou em cativeiro; a coleta e germinação das sementes após passagem pelo trato digestivo dos animais; o uso de radiotelemetria para avaliar distância de potencial dispersão, a avaliação da fenologia da frutificação e o emprego de experimentos de manipulação de frutos (Tabela 1).

A coleta de amostras fecais de morcegos capturados por redes de neblina foi utilizada em 65% das pesquisas (43 publicações). Esse método tem sido amplamente utilizado no Brasil desde a década de 1960 (McNab & Morrison 1963, Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Reis & Peracchi 1987, Marinho-Filho 1991, Muller & Reis 1992, Reis et al. 1993, Marinho-Filho & Vasconcellos-Neto 1994, Sipinski & Reis 1995, Reis et al. 1996). O método consiste em, depois de capturado, colocar o morcego em um saco de algodão e esperar de 30-60 min até que o animal defeque. A amostra fecal coletada é triada em laboratório na busca por sementes, que são contadas e identificadas. Embora na literatura já exista uma nova técnica, uso de forro plástico disposto debaixo da rede neblina (Galindo-González et al. 2009), a antiga ainda é a mais utilizada no Brasil (Aguiar & Marinho-Filho 2007, Gonçalves et al. 2007, Mello et al. 2008a, Teixeira et al. 2009, Bianconi et al. 2010, Brito et al. 2010, Silveira et al. 2011).

O segundo método mais utilizado em pesquisas brasileiras relacionadas à interação morcego-fruto é a coleta sistematizada de material em abrigos. Geralmente as coletas foram feitas semanalmente ao longo de um ano. O material coletado foi geralmente restos alimentares, frutos, sementes, pelotas orais e fezes. Esses materiais foram coletados debaixo de abrigos, que podem ser noturnos ou diurnos (Sazima et al. 1994, Gastal & Bizerril 1999, Aguiar 2005, Munin et al. 2011). Em algumas pesquisas foram dispostos debaixo dos abrigos coletores, produzidos usualmente de pano ou jornal (ver Zortéa 1993, Zortéa & Chiarello 1994, Lima & Reis 2004). Em geral, os abrigos utilizados por morcegos foram folhagens de árvores e lianas, e, em ambientes urbanos, construções (Sazima et al. 1994, Gastal & Bizerril 1999, Uieda et al. 2007). Nos abrigos, geralmente, foi encontrada uma colônia de morcegos, que pode variar diariamente no número de indivíduos (Sazima et al. 1994, Aguiar 2005).

**Tabela 1.** Métodos utilizados em pesquisas científicas brasileiras publicadas relacionadas à interação morcego-planta, abordando frugivoria e dispersão de sementes. Fontes referem-se às publicações que forneceram as informações.

| Métodos   | Número de publicações que utilizaram o método | Fontes   |
|---|---|--|
| Morcegos  |   |  |
| Coleta de amostras fecais ou estomacais de indivíduos de morcegos capturados por redes de neblina | 46  | 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 16, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 41, 42, 43, 46, 47, 48, 49, 52, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62 |
| Observação focal do morcego no campo  | 13  | 2, 4, 8, 16, 17, 18, 26, 27, 38, 45, 50, 55, 58  |
| Observação do morcego em cativeiro  | 2   | 1, 3   |
| Radiotelemetria   | 1   | 53   |
| Frutos  |   |  |
| Fenologia da frutificação   | 11  | 10, 15, 24, 33, 40, 41, 42, 52, 61, 62   |
| Experimentos de manipulação de frutos   | 7   | 26, 27, 34, 35, 45, 47, 60   |
| Sementes  |   |  |
| Coleta sistematizada de material (fezes, frutos, sementes e pelotas orais) depositado em abrigos  | 15  | 1, 2, 3, 5, 14, 15, 17, 18, 19, 20, 29, 36, 40, 44, 51, 63   |
| Germinação das sementes após passarem pelo trato digestivo de morcegos                            | 13  | 7, 8, 16, 19, 26, 30, 36, 48, 54, 55, 56, 57, 60   |

Fontes: 1. Ruschi (1953); 2. Carvalho (1961); 3. McNab & Morrison (1963); 4. Taddei (1969); 5. Peracchi & Albuquerque (1971); 6. Conceição (1977); 7. Reis & Guillaumet (1983); 8. Uieda & Vasconcellos-Neto (1985); 9. Reis & Peracchi (1987); 10. Marinho-Filho (1991); 11. Muller & Reis (1992); 12. Reis et al. (1993); 13. Willig et al. (1993); 14. Zortéa (1993); 15. Galetti & Morellato (1994); 16. Marinho-Filho & Vasconcellos-Neto (1994); 17. Sazima et al. (1994); 18. Zortéa & Chiarello (1994); 19. Figueiredo & Perin (1995); 20. Figueiredo et al. (1995); 21. Sipinski & Reis (1995); 22. Faria (1996); 23. Reis et al. (1996); 24. Bizerril & Raw (1997); 25. Pedro & Taddei (1997); 26. Bizerril & Raw (1998); 27. Gastal & Bizerril (1999); 28. Reis et al. (1999); 29. Tavares (1999); 30. Garcia et al. (2000); 31. Bernard (2002); 32. Coelho & Marinho-Filho (2002); 33. Mikich (2002); 34. Cáceres & Moura (2003); 35. Mikich et al. (2003); 36. Passos & Passamani (2003); 37. Passos et al. (2003); 38. Sazima et al. (2003); 39. Zortéa (2003); 40. Lima & Reis (2004); 41. Mello et al. (2004a); 42. Mello et al. (2004b); 43. Passos & Graciolli (2004); 44. Aguiar (2005); 45. Mello et al. (2005); 46. Aguiar & Marinho-Filho (2007); 47. Bianconi et al. (2007); 48. Bocchese et al. (2007); 49. Gonçalves et al. (2007); 50. Oprea et al. (2007); 51. Uieda et al. (2007); 52. Mello et al. (2008a); 53. Mello et al. (2008b); 54. Sato et al. (2008); 55. Marques & Fischer (2009); 56. Teixeira et al. (2009); 57. Oliveira & Lemes (2010); 58. Bianconi et al. (2010); 59. Brito et al. (2010); 60. Jacomassa & Pizo (2010); 61. Pereira et al. (2010); 62. Silveira et al. (2011); 63. Munin et al. (2011).

Em pesquisas relacionadas a interação morcego-fruto no Brasil, a observação focal de morcegos no campo foi usualmente realizada com o objetivo de estudar o comportamento de forrageio do animal (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Bizerril & Raw 1998). Geralmente as observações foram feitas durante o período de frutificação de uma determinada espécie (Oprea et al. 2007, Marques & Fischer 2009). A observação foi frequentemente realizada em sessões iniciadas no crepúsculo (aproximadamente às 1800hs) e finalizadas a meia-noite, pois é nesse período, de primeiro pico de atividade, que os morcegos frugívoros estão mais ativos (Aguiar & Marinho-Filho 2004). Para possibilitar uma melhor visualização nas observações noturnas, antigamente eram utilizadas lanternas com pilhas fracas, para evitar a iluminação direta do fruto (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985). Atualmente, estão sendo utilizados binóculos para visão noturna, sensíveis ao infravermelho (Bianconi et al. 2010). Frequentemente foram tiradas fotografias durante as sessões de observação para um estudo mais pormenorizado do comportamento do animal durante as visitas aos frutos e para facilitar a identificação das espécies (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Sazima et al. 1994, Oprea et al. 2007). Nas observações do comportamento alimentar de morcegos em cativeiro, foram fornecidos frutos aos animais e observadas suas reações. Por exemplo, foram observadas as preferências alimentares do animal ao lhe ser oferecido frutos variados e avaliado o tempo aproximado da passagem do alimento pelo seu trato digestivo (Ruschi 1953, McNab & Morrison 1963).

Nas pesquisas de germinação de sementes geralmente foi avaliado se existe diferença nos parâmetros germinabilidade e velocidade da germinação entre as sementes que passaram pelo trato digestivo de morcegos e aquelas que foram retiradas diretamente de frutos (Figueiredo & Perin 1995, Marques & Fischer 2009, Oliveira & Lemes 2010, Bocchese et al. 2007, Sato et al. 2008, Teixeira et al. 2009). O método consiste em dispor, depois de lavadas, as sementes coletadas de amostras fecais de morcegos em placas de Petri, que são mantidas em temperatura e umidade controlada. Na maioria dos trabalhos a germinação foi considerada como a emergência da radícula. Como resultado dos estudos, o papel preponderante da passagem da semente pelo trato digestivo dos morcegos sobre a germinação foi o favorecimento ou a ausência de efeito. Em 45% (N=6) das publicações os morcegos

favoreceram a germinação das sementes (Reis & Guillaumet 1983, Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Figueiredo & Perin 1995, Passos & Passamani 2003, Marques & Fischer 2009, Oliveira & Lemes 2010). Em 53% (N=7) nenhum efeito foi registrado na germinação das sementes ingeridas por morcegos comparadas com aquelas sementes que foram retiradas diretamente dos frutos (Marinho-Filho & Vasconcellos-Neto 1994, Bizerril & Raw 1998, Garcia et al. 2000, Bocchese et al. 2007, Sato et al. 2008, Teixeira et al. 2009, Jacomassa & Pizo 2010). Embora o sucesso da germinação da semente possa ter resultados diferentes se a avaliação for realizada no laboratório ou no campo (Figueiredo & Perin 1995), em todos os estudos, com exceção do realizado por Figueiredo & Perin (1995), a germinação das sementes foi testada em laboratório. No campo fatores químicos e biológicos presentes nos sítios onde as sementes são depositadas podem reduzir o sucesso germinativo das sementes, como o ataque de patógenos e predadores (Figueiredo & Perin 1995).

A primeira e única pesquisa relacionada com a interação morcego-fruto realizada no Brasil que utilizou radiotelemetria foi realizada na Mata Atlântica e teve como objetivo avaliar a eficácia de *Sturnira lilium* como dispersora de sementes de Solanaceae (Mello et al. 2008b). Transmissores foram instalados em doze indivíduos que foram acompanhados durante dez dias-noites. Os resultados mostraram que, além de utilizar diferentes locais como abrigo, um único indivíduo pode utilizar grandes áreas, que pode variar de 700 m a 16 ha, no percurso entre seu abrigo diurno e o local de forrageio (Mello et al. 2008b).

A fenologia da frutificação geralmente foi realizada para verificar uma possível relação entre a disponibilidade e a utilização de certos frutos por determinadas espécies de morcegos (Galetti & Morellato 1994, Mikich 2002, Lima & Reis 2004, Mello et al. 2008a, Pereira et al. 2010). Com esse método, foi registrado o estágio reprodutivo que a planta se encontrava (por exemplo, inativo, florescimento ou frutificação) e o estágio de desenvolvimento dos frutos (por exemplo, maduro ou verde). As observações foram diurnas, realizadas quinzenalmente durante um ano. Em algumas pesquisas foram avaliados aspectos morfológicos e fisiológicos dos frutos, como tamanho, estado de maturação e valor energético (Lima & Reis 2004). Outras relações também já foram avaliadas. Por exemplo, um estudo investigou a coexistência de duas espécies de morcegos, *Carollia perspicillata* e *Sturnira lilium*, e a fenologia das plantas consumidas por elas (Marinho-Filho 1991) e, outro, testou o efeito da frutificação de espécies de *Piper* nos padrões reprodutivos de *Carollia perspicillata* (Mello et al. 2004b).

Pesquisas com diferentes objetivos utilizaram experimentos de manipulação de frutos. Em um estudo desenvolvido no Cerrado, que utilizou a manipulação de frutos, o objetivo foi estimar o número de frutos de *Piper arboreum* consumidos por morcegos durante o período de frutificação da espécie (Bizerril & Raw 1998). Duzentos frutos foram marcados e acompanhados diariamente para verificar o número de frutos consumidos pelos morcegos. Outros estudos também realizaram a marcação e a contagem diária de frutos (Cáceres & Moura 2003, Jacomassa & Pizo 2010). Eles tinham como objetivo comparar a quantidade de frutos removidos da planta por morcegos e por outros animais, como aves e mamíferos não-voadores. Manipulações de frutos foram também realizadas com o objetivo de testar a eficiência do uso de óleos essenciais de frutos maduros de *Piper gaudichaudianum* para atrair *Carollia perspicillata* (Mikich et al. 2003, Bianconi et al. 2007). Nesse estudo, frutos miméticos feitos de borracha encharcados e não-encharcados com óleo essencial de *P. gaudichaudianum* foram fixados nas redes de neblina (Mikich et al. 2003, Bianconi et al. 2007). No caso, foi avaliado se as redes que continham os frutos miméticos encharcados com óleo de *P. gaudichaudianum* capturavam mais indivíduos de *C. perspicillata* do que as redes com frutos miméticos não-encharcados.

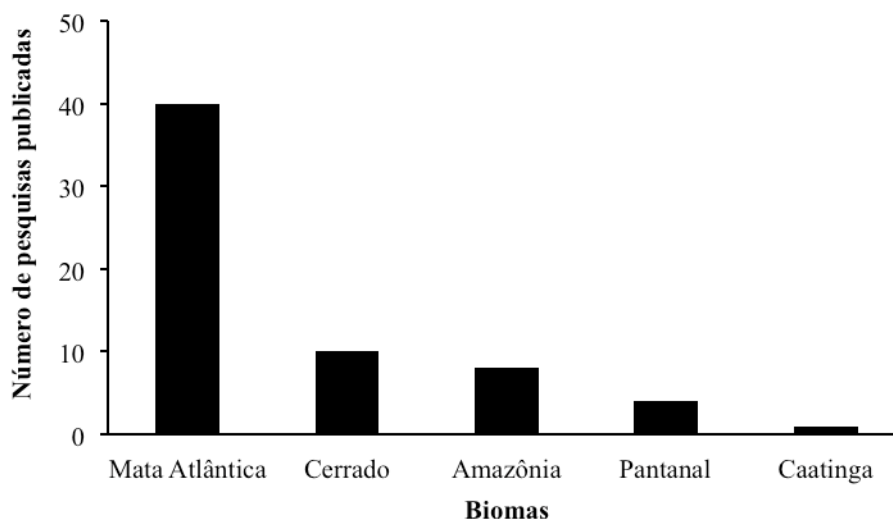
## DISTRIBUIÇÃO DAS PESQUISAS RELACIONADAS À INTERAÇÃO MORCEGO-FRUTO NOS BIOMAS DO BRASIL

As pesquisas publicadas relacionadas à interação morcego-fruto foram realizadas em cinco biomas brasileiros. Na Mata Atlântica existem 40 publicações sobre o assunto, sendo essas pesquisas desenvolvidas principalmente nos estados de São Paulo e Paraná. Na Caatinga existe somente uma publicação; quatro no Pantanal, oito na Amazônia; 10 publicações no Cerrado; e não encontramos publicação alguma no Pampa (Figura 2).

Embora todos os biomas potencialmente possuam frutos zoocóricos e uma proporção desses frutos seja potencialmente dispersada por morcegos (Howe & Smallwood 1982) o número de publicações relacionadas à interação morcego-fruto ainda é muito baixo se comparado com os estudos realizados com as Aves (Mello et al. 2011).

### LISTA DAS ESPÉCIES DE MORCEGOS DISPERSORES DE SEMENTES NO BRASIL

Nossa revisão de literatura registrou 33 espécies de morcegos, pertencentes a 20 gêneros, como dispersores de sementes no Brasil (Tabela 2). Todas essas espécies pertencem à família Phyllostomidae, exceto *Molossos rufus* (Molossidae) e *Noctilio albiventris* (Noctilionidae) (Simmons 2005). *Artibeus* foi o gênero que apresentou o maior número de espécies: *A. cinereus*, *A. concolor*, *A. fimbriatus*, *A. planirostris*, *A. obscurus* e *A. lituratus*. Embora existam muitas pesquisas relacionadas à dispersão de sementes por *Artibeus* no Brasil, a maioria dos estudos relata dados sobre a espécie *A. lituratus* (Sazima et al. 1994, Bocchese et al. 2007, Galetti & Morellato 2004, Gastal & Bizerril 1999, Passos & Gracioli 2004). Já as outras espécies desse gênero são menos estudadas (Oliveira & Lemes 2010, Rui et al. 1999, Teixeira et al. 2009).



**Figura 2.** Número de publicações científicas relacionadas à interação morcego-fruto realizadas nos diferentes biomas do Brasil.

As espécies de morcegos registradas como dispersores de sementes de um maior número de espécies de plantas foram, nessa ordem, *Sturnira liliium*, *Artibeus lituratus* e *Carollia perspicillata*. No Brasil, essas espécies estão entre os filostomídeos frugívoros mais abundantes e entre as espécies de morcegos frugívoros mais estudados (Tabela 1). Os estudos registraram 48 espécies sendo dispersadas por *Sturnira liliium*. Se for considerada toda a distribuição geográfica da espécie, que abrange todo o território do México até o norte da Argentina (Simmons 2005), 76 já foram registradas sendo consumidas e potencialmente dispersadas por essa espécie (Geiselman et al. 2002). É conhecido que a principal fonte de alimento de *S. liliium* são frutos de Solanaceae (Fleming 1986). A dominância de frutos de Solanaceae na dieta de *S. liliium* foi reportada em diversas localidades do Brasil (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985, Cáceres & Moura 2003, Passos et al. 2003, Mello et al. 2008a). *Sturnira liliium* é considerada uma dispersora eficiente de Solanaceae, dentre outras evidências, pela alta abundância de indivíduos em muitos locais e as longas distâncias percorridas por eles (Mello et al. 2008a). A dispersão de sementes por essa espécie já foi documentada tanto em áreas naturais, na Mata Atlântica (Mello et al. 2008a), Amazônia (Uieda & Vasconcellos-Neto 1985) e Cerrado (Bizerril & Raw 1997), como em áreas urbanas (Cáceres & Moura 2003).

Os trabalhos registraram 39 espécies de plantas sendo dispersadas por *Artibeus lituratus*. Os indivíduos dessa espécie são frugívoros muito abundantes no Brasil (Rui et al. 1999). Ao se alimentarem, esses morcegos carregam na boca frutos da planta-mãe até um abrigo de alimentação, que na maioria das vezes é um galho de uma planta (Sazima et al. 1994). Nesses abrigos eles consomem o fruto e muitas sementes ficam acumuladas no solo (Sazima et al. 1994, Zortéa & Chiarello 1994, Gastal & Bizerril 1999). Durante o voo também dispersam sementes por meio das fezes (Sazima et al. 1994). Por serem de grande porte, podem carregar frutos maiores com sementes maiores (ver Mello et al. 2005). A dispersão de sementes por essa espécie já foi documentada em áreas naturais, como em matas de galeria do Cerrado (Gastal & Bizerril 1999), em fragmentos florestais na Mata Atlântica (Galetti & Morellato 1994), em áreas de restinga (Mello et al. 2005), e também em áreas urbanas (Sazima et al. 1994, Zortéa & Chiarello 1994).

Os trabalhos registraram 35 espécies de plantas sendo dispersada por *Carollia perspicillata*. Fleming (1988) agrupou dados de vários estudos, e relatou que essa espécie pode consumir frutos de 30 famílias de planta diferentes. Além de consumir essa alta variedade de frutos, essa espécie pode cobrir longas distâncias na busca por alimento, usar abrigos temporários para pequenos intervalos de descanso, o que contribui para a dispersão das sementes dos frutos consumidos (Fleming 1988). Essa espécie é considerada especialista em frutos de *Piper* (Fleming 1988). Existe uma relação forte entre ambos os grupos, indivíduos de *C. perspicillata* dependem de frutos de *Piper* como alimento e espécies de *Piper* dependem de indivíduos de *C. perspicillata* para a dispersão de suas sementes (Fleming 1986, Fleming 1988, Mello et al. 2011). O período de frutificação de *Piper* foi avaliada como uma variável que afeta diretamente o padrão reprodutivo de indivíduos de *C. perspicillata*. (Mello et al. 2004b). Alguns autores consideram que o olfato é o principal sentido utilizado por esse morcego para localizar frutos maduros (Fleming 1988, Thies et al. 1998). Baseado nesses e outros conhecimentos, a nova ferramenta para restauração de áreas degradadas, que já descrevemos, desenvolvida por Bianconi et al. (2010) está utilizando indivíduos de *C. perspicillata* e frutos de *Piper*.

Apesar de toda a diversificação alimentar existente entre os filostomídeos frugívoros (Lobova et al. 2009), todos eles têm um ou mais dos cinco gêneros de plantas como o núcleo principal da sua dieta: *Cecropia*, *Ficus*, *Piper*, *Solanum* e *Vismia* (Lobova et al. 2009, Mello et al. 2011). Uma associação próxima gênero-gênero existe entre esses cinco gêneros de plantas e alguns gêneros de morcego (Lobova et al. 2009, Mello et al. 2011). Quando seus frutos preferidos estão disponíveis, morcegos pertencentes ao gênero *Sturnira* se alimentam principalmente de *Solanum* (Solanaceae), *Carollia* preferem frutos de *Piper*, e *Artibeus* se alimentam preferencialmente de frutos de *Ficus* e *Cecropia* (Fleming 1986).



Considerando os dados da nossa revisão, também encontramos essa associação. Quarenta e dois por cento das espécies dispersadas por *Sturnira* pertenceram ao gênero *Solanum*, 38% das espécies dispersadas por *Carollia* pertenceram ao gênero *Piper*. *Artibeus* foi o gênero que dispersou sementes de mais espécies dos gêneros *Ficus* e *Cecropia*.

Um estudo realizado na Mata Atlântica mostrou que duas espécies de morcegos, *Chiroderma doriae* e *Chiroderma villosum*, atuam como predadoras de sementes ao invés de dispersoras (Nogueira & Peracchi 2003). A análise de amostras fecais e experimentos de alimentação em cativeiro confirmaram essa estratégia alimentar que até então era desconhecida. Ambas as espécies empregam uma estratégia especializada de predação das sementes de *Ficus*, ingerindo seu conteúdo rico em nutrientes e descartando a maioria dos fragmentos da casca sob a forma de pelotas orais. A identificação da predação de sementes pode ser feita com base nesses fragmentos de sementes encontradas nas amostras (ver Nogueira & Peracchi 2003).

Lembramos que restringimos nossas buscas por trabalhos realizados no Brasil. Porém, se olharmos para estudos feitos fora do Brasil, a listagem de espécies pode ser aumentada.

**Tabela 2.** Famílias e espécies de morcegos que foram registradas como potenciais dispersoras de sementes no Brasil. Fontes referem-se às publicações que forneceram as informações.

| famílias   | Espécies  | Fontes   |
|--|---|--|
| hylostomidae                                       | <i>Ametrida centurio</i> Gray, 1847   | 3, 5   |
|  | <i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)  | 5, 19  |
|  | <i>Artibeus concolor</i> Peters, 1865   | 3, 5, 11, 19   |
|  | <i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838   | 24, 31, 41, 42   |
|  | <i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)   | 3, 5, 8, 9, 13, 24, 39, 40, 41, 42   |
|  | <i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)  | 3, 5, 7, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 22, 23, 24, 29, 31, 32, 33, 37, 38, 41, 42, 43, 44 |
|  | <i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)   | 13, 17, 31   |
|  | <i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)   | 19   |
|  | <i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)                                      | 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 21, 24, 25, 27, 28, 31, 37, 41, 42, 44        |
|  | <i>Chiroderma trinitatum</i> Goodwin, 1958  | 3, 5   |
|  | <i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)  | 1, 19, 35  |
|  | <i>Ectophylla macconelli</i> (Thomas, 1901)   | 5  |
|  | <i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)  | 9, 14, 15, 18, 26, 37, 44  |
|  | <i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei, Vizotto & Sazima, 1983                        | 20   |
|  | <i>Lonchophylla thomasi</i> J. A. Allen, 1904                                       | 3, 5   |
|  | <i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)   | 5, 17  |
|  | <i>Phylloderma stenops</i> Peters, 1865   | 19   |
|  | <i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)   | 3  |
|  | <i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)                                    | 7, 8, 9, 12, 30, 37, 38, 44, 45  |
| <i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)       | 18  |  |
| <i>Platyrrhinus incarum</i> (Peters, 1866)         | 3, 5  |  |
| <i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)         | 22  |  |
| <i>Rhinophylla pumilio</i> Peters, 1865            | 3, 5, 11, 19  |  |
| <i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)         | 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 17, 18, 19, 21, 22, 24, 25, 31, 36, 41, 42, 43, 44 |  |
| <i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959           | 4, 11, 19, 24   |  |
| <i>Tonatia saurophila</i> Koopman & Williams, 1951 | 19  |  |
| <i>Tonatia silvicola</i> (d'Orbigny, 1836)         | 19  |  |
| <i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)           | 3, 5  |  |
| <i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968           | 5   |  |
| <i>Vampyressa bidens</i> (Dobson, 1878)            | 19  |  |
| <i>Vampyressa pussila</i> (Wagner, 1843)           | 13, 18, 41, 44  |  |
| Molossidae   | <i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy, 1805   | 1  |
| Noctilionidae                                      | <i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818   | 34   |

Fontes: 1. Ruschi (1953); 2. Peracchi & Albuquerque (1971); 3. Reis & Guillaumet (1983); 4. Uieda & Vasconcellos-Neto (1985); 5. Reis & Peracchi (1987); 6. Marinho-Filho (1991); 7. Muller & Reis (1992); 8. Reis et al. (1993); 9. Willig et al. (1993); 10. Galetti & Morellato (1994); 11. Marinho-Filho & Vasconcellos-Neto (1994); 12. Figueiredo & Perin (1995); 13. Reis et al. (1996); 14. Bizerril & Raw (1997); 15. Bizerril & Raw (1998); 16. Gastal & Bizerril (1999); 17. Reis et al. (1999); 18. Garcia et al. (2000); 19. Bernard (2002); 20. Coelho & Marinho-Filho (2002); 21. Mikich (2002); 22. Cáceres & Moura (2003); 23. Passos & Passamani (2003); 24. Passos et al. (2003); 25. Sazima et al. (2003); 26. Zortéa (2003); 27. Lima & Reis (2004); 28. Mello et al. (2004a); 29. Passos & Graciolli (2004); 30. Aguiar (2005); 31. Aguiar & Marinho-Filho (2007); 32. Bianconi et al. (2007); 33. Bocchese et al. (2007); 34. Gonçalves et al. (2007); 35. Uieda et al. (2007); 36. Mello et al. (2008a); 37. Sato et al. (2008); 38. Marques & Fischer (2009); 39. Teixeira et al. (2009); 40. Oliveira & Lemes (2010); 41. Bianconi et al. (2010); 42. Brito et al. (2010); 43. Jacomassa & Pizo (2010); 44. Silveira et al. (2011); 45. Munin et al. (2011).

## LISTA DAS ESPÉCIES DE PLANTAS DISPERSADAS POR MORCEGOS NO BRASIL

Nossa revisão de literatura revelou que até o momento existem registros de noventa espécies de planta (34 gêneros, 24 famílias) dispersadas por morcegos no Brasil (Tabela 3). Solanaceae, Piperaceae e Moraceae foram as famílias que apresentaram mais espécies. Das espécies de Solanaceae, 82% pertenceram ao gênero *Solanum*. Todas as espécies registradas de Piperaceae foram espécies de *Piper* e 80% das espécies de Moraceae pertenceram ao gênero *Ficus*. Os gêneros que apresentaram o maior número de espécies sendo dispersada por morcegos foram, nessa ordem, *Solanum*, *Piper*, *Ficus*, *Cecropia* e *Vismia*. Em geral, os frutos das espécies desses gêneros possuem características típicas que se encaixam na síndrome de dispersão por morcegos (quiropterocoria). Por exemplo, são carnosos, não mudam de cor da fase verde para madura, têm substâncias aromáticas atrativas quando maduros e ficam bem expostos nos ramos das plantas (van der Pijl 1982).

**Tabela 3.** Famílias e espécies de plantas que ocorrem no Brasil e têm suas sementes potencialmente dispersadas por morcegos. Fontes referem às publicações de onde as informações foram retiradas.

| Famílias        | Espécies  | Fontes                             |
|-----------------|---|------------------------------------|
| Annonaceae      | <i>Rubus brasiliensis</i> (Jacq.) Baill.            | 18                                 |
| Apocynaceae     | <i>Couma utilis</i> (Mart.) Müll. Arg.              | 4                                  |
| Araceae         | <i>Philodendron appendiculatum</i> Nadruz & Mayo    | 18                                 |
| Arecaceae       | <i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.               | 29                                 |
|                 | <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman       | 7                                  |
| Calophyllaceae  | <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.             | 7, 22, 24, 32                      |
| Cannabaceae     | <i>Trema</i> spp.                                   | 14                                 |
| Caricaceae      | <i>Carica papaya</i> L.                             | 13                                 |
| Clusiaceae      | <i>Clusia</i> sp.                                   | 4                                  |
| Combretaceae    | <i>Terminalia catappa</i> L.                        | 7                                  |
| Humiriaceae     | <i>Sacoglottis guianensis</i> Mart.                 | 4, 12                              |
| Hypericaceae    | <i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.             | 8                                  |
|                 | <i>Vismia duckei</i> *                              | 2, 4                               |
|                 | <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.              | 2, 4                               |
| Icacinaceae     | <i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers                | 23                                 |
|                 | <i>Poraqueiba sericia</i> Tul.                      | 2                                  |
| Malpighiaceae   | <i>Byrsonima</i> sp.                                | 4                                  |
| Melastomataceae | <i>Miconia</i> sp.                                  | 13                                 |
| Moraceae        | <i>Ficus cruciaefolia</i> *                         | 4                                  |
|                 | <i>Ficus enormis</i> (Miq.) Miq.                    | 7                                  |
|                 | <i>Ficus insipida</i> Willd.                        | 4, 15, 26, 35, 36                  |
|                 | <i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.              | 7, 9, 15, 18, 26, 33, 35           |
|                 | <i>Ficus maxima</i> Mill.                           | 4                                  |
|                 | <i>Ficus pertusa</i> L.f.                           | 28, 33                             |
|                 | <i>Ficus citrifolia</i> Mill.                       | 26, 28, 31, 35, 36, 38, 39         |
|                 | <i>Ficus eximia</i> Schott                          | 15, 26, 35                         |
|                 | <i>Ficus gamelleira</i> Kunth & C.D.Bouché          | 33, 34                             |
|                 | <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.       | 7, 15, 26, 28, 35, 36,             |
|                 | <i>Morus</i> sp.                                    | 6                                  |
| Myrtaceae       | <i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel             | 7                                  |
|                 | <i>Psidium guianensis</i> Raddi                     | 2, 4                               |
|                 | <i>Psidium guayava</i> Raddi                        | 4                                  |
|                 | <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels                  | 2, 4                               |
|                 | <i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston                  | 7                                  |
| Passifloraceae  | <i>Passiflora amethystina</i> J.C.Mikan             | 5                                  |
| Piperaceae      | <i>Piper aduncum</i> L.                             | 2, 4, 5, 6, 13, 18, 20, 25, 36, 38 |
|                 | <i>Piper amalago</i> L.                             | 15, 20, 25, 35, 36                 |
|                 | <i>Piper arboreum</i> Aubl.                         | 10, 11, 21                         |
|                 | <i>Piper crassinervium</i> Kunth                    | 20, 25, 35                         |
|                 | <i>Piper dilatatum</i> Rich.                        | 18                                 |
|                 | <i>Piper diospyrifolium</i> (Kunth) Kunth ex C. DC. | 35                                 |
|                 | <i>Piper divaricatum</i> G.Mey.                     | 17                                 |
|                 | <i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth                  | 5, 15, 20, 26, 30, 35              |
|                 | <i>Piper glabratum</i> (Kunth) Steud.               | 5                                  |
|                 | <i>Piper hispidum</i> Sw.                           | 15, 26, 35                         |
|                 | <i>Piper hostmannianum</i> (Miq.) C.DC.             | 2, 4                               |
|                 | <i>Piper mollicarium</i> *                          | 5                                  |
|                 | <i>Piper caldense</i> C. DC.                        | 21                                 |

continua

conclusão

| Famílias                                   | Espécies  | Fontes  |
|--|---|---|
| Piperaceae                                 | <i>Piper corintoanum</i> Yunck.                                 | 30  |
|  | <i>Piper hoehnei</i> Yunck.                                     | 30  |
|  | <i>Piper tuberculatum</i> Jacq.                                 | 2   |
|  | <i>Piper umbellatum</i> L.                                      | 38  |
| Rosaceae                                   | <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.                      | 7   |
| Rubiaceae                                  | <i>Coffea</i> sp.   | 4   |
| Salicaceae                                 | <i>Banara arguta</i> Briq.                                      | 28, 33  |
| Sapotaceae                                 | <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl. | 7   |
| Solanaceae                                 | <i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.                    | 30  |
|  | <i>Cestrum</i> sp.  | 29  |
|  | <i>Dysochroma viridiflorum</i> (Sims) Miers                     | 19  |
|  | <i>Lycianthes glandulosa</i> (Ruiz & Pav.) Bitter               | 15  |
|  | <i>Solanum argenteum</i> Dunal                                  | 35  |
|  | <i>Solanum asperum</i> Rich.                                    | 3   |
|  | <i>Solanum caavurana</i> Vell.                                  | 3, 15, 35   |
|  | <i>Solanum capsicum</i> *                                       | 30  |
|  | <i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.                              | 18  |
|  | <i>Solanum erianthum</i> D. Don                                 | 5   |
|  | <i>Solanum grandiflorum</i> Ruiz & Pav.                         | 2, 3, 4   |
|  | <i>Solanum mauritanum</i> Scop.                                 | 38  |
|  | <i>Solanum megalochiton</i> Mart.                               | 18  |
|  | <i>Solanum paniculatum</i> L.                                   | 2, 4  |
|  | <i>Solanum paranaense</i> *                                     | 18  |
|  | <i>Solanum rufescens</i> Sendtn.                                | 18  |
|  | <i>Solanum rugosum</i> Dunal                                    | 2, 4  |
|  | <i>Solanum scuticum</i> M. Nee                                  | 18  |
|  | <i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.                      | 18  |
|  | <i>Solanum variabile</i> Mart.                                  | 5, 18   |
|  | <i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.                        | 36  |
|  | <i>Solanum donianum</i> Walp.                                   | 1   |
|  | <i>Solanum hazenii</i> Britton                                  | 7, 16, 30, 37                                     |
|  | <i>Solanum paniculatum</i> L.                                   | 1   |
|  | <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.                          | 5, 7  |
|  | <i>Solanum sanctae-katharinae</i> Dunal                         | 18, 30  |
|  | <i>Solanum subsylvestre</i> L.B. Sm. & Downs                    | 18  |
| <i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz. | 18, 30  |   |
| Urticaceae                                 | <i>Cecropia concolor</i> Willd.                                 | 2, 3, 4   |
|  | <i>Cecropia distachya</i> Huber                                 | 2   |
|  | <i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.                              | 13, 15, 17, 18, 25, 26, 30, 35                    |
|  | <i>Cecropia hololeuca</i> Miq.                                  | 7, 17, 25   |
|  | <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul                             | 5, 18, 21, 25, 26, 27, 28, 31, 33, 34, 35, 36, 38 |
|  | <i>Cecropia palmata</i> Willd.                                  | 2, 4  |

Fontes: 1. Peracchi & Albuquerque (1971); 2. Reis & Guillaumet (1983); 3. Uieda & Vasconcellos-Neto (1985); 4. Reis & Peracchi (1987); 5. Marinho-Filho (1991); 6. Reis et al. (1993); 7. Galetti & Morellato (1994); 8. Marinho-Filho & Vasconcellos-Neto (1994); 9. Figueiredo & Perin (1995); 10. Bizerril & Raw (1997); 11. Bizerril & Raw (1998); 12. Gastal & Bizerril (1999); 13. Garcia et al. (2000); 14. Bernard (2002); 15. Mikich (2002); 16. Cáceres & Moura (2003); 18. Passos et al. (2003); 19. Sazima et al. (2003); 20. Lima & Reis (2004); 21. Mello et al. (2004a); 22. Passos & Graciolli (2004); 23. Aguiar (2005); 24. Mello et al. (2005); 25. Aguiar & Marinho-Filho (2007); 26. Bianconi et al. (2007); 27. Bocchese et al. (2007); 28. Gonçalves et al. (2007); 29. Uieda et al. (2007); 30. Mello et al. (2008a); 31. Sato et al. (2008); 32. Marques & Fischer (2009); 33. Teixeira et al. (2009); 34. Oliveira & Lemes (2010); 35. Bianconi et al. (2010); 36. Brito et al. (2010); 37. Jacomassa & Pizo (2010); 38. Silveira et al. (2011), 39. Munin et al. (2001) Observação: \*Nomenclatura inexistente nas bases de dados The plant list e Tropicos, foi mantida como apresentada no artigo fonte da informação.

Com base na nossa base de dados, *Cecropia*, *Ficus*, *Piper*, *Solanum* e *Vismia*, nessa ordem, foram os gêneros registrados que tiveram suas sementes dispersadas por um maior número de espécies de morcegos. Quinze espécies de morcegos dispersaram sementes de espécies de *Cecropia*; 10 espécies de morcegos dispersaram sementes de *Ficus*; 9 espécies dispersaram sementes de *Piper*; 9 espécies dispersaram sementes de *Solanum*; e, 7 espécies dispersaram sementes de *Vismia*. As espécies de plantas que tiveram suas sementes dispersadas por um maior número de espécies de morcegos foram, nessa ordem, *Cecropia pachystachya*, *Cecropia glaziovii*, *Maclura tinctoria*, *Ficus citrifolia* e *Vismia guianensis*.

Espécies de *Cecropia* estão entre as principais plantas pioneiras dispersadas por aves e mamíferos da região Neotropical (Charles-Dominique 1986, Lobova et al. 2003). Os frutos das espécies de *Cecropia* são exploradas por diferentes

espécies de vertebrados (Charles-Dominique 1986). Dentre os morcegos frugívoros, *Artibeus lituratus* é o principal consumidor e dispersor de sementes de *Cecropia* spp. (Charles-Dominique 1986). Por meio de revisão de literatura Lobova et al. (2003) registraram 15 espécies de *Cecropia* sendo consumidas por morcegos. Em um único dejetos indivíduos dessa espécie podem dispersar até 600 sementes de plantas desse gênero (Charles-Dominique 1986). Frutos de *Cecropia* são considerados uma importante fonte de alimento para esse morcego, bastando 100g de frutos de *Cecropia obtusa* por noite para suprir o requerimento mínimo diário de energia de um indivíduo de *A. lituratus* (Charles-Dominique 1986).

Frutos de *Ficus* são um recurso muito utilizado por frugívoros em ambientes tropicais (Terborgh 1986, Shanahan et al. 2001). Muitos dos frugívoros que os consomem promovem a dispersão de suas sementes e Phyllostomidae estão entre as famílias mais importantes para a dispersão das sementes desses frutos (Shanahan et al. 2001). No Brasil, um estudo mostrou que indivíduos de *Platyrrhinus lineatus* ao se alimentarem selecionam as sementes de *Ficus*. Eles ingerem sementes viáveis e descartam na forma de pelotas orais sementes parasitadas por vespas. Esse estudo retrata a primeira evidência da existência do fenômeno de ingestão diferencial em morcegos na região Neotropical (Munin et al. 2011).

Curiosamente, morcegos dispersam sementes de espécies que possuem alto valor comercial por fornecer alimento, remédio, madeira, e algumas são empregadas no paisagismo (Kunz et al. 2011). Estudos realizados no Brasil registraram a dispersão de sementes por morcegos de algumas dessas espécies de alto valor comercial. Por exemplo, foi registrado a dispersão de sementes de frutas, como mamão (*Carica papaya*) (Garcia et al. 2000), ameixa (*Eriobotrya japonica*) (Galetti & Morellato 1994), goiaba (*Psidium guajava*) (Reis & Peracchi 1987), pequi (*Caryocar brasiliensis*) e barú (*Dipteryx alata*) (Gottsberger & Silberbauer-gottsberger 2006). Morcegos também dispersaram sementes de algumas espécies de palmeiras (*Syagrus* spp.) utilizadas na ornamentação (Galetti & Morellato 1994, Uieda et al. 2007). E algumas espécies comercializadas pelo seu uso como madeira também foram dispersadas por morcego, por exemplo, peroba (*Chrysophyllum gonocarpum*) (Galetti & Morellato 1994), faia (*Emmotum nitens*) (Aguiar 2005) e murici (*Byrsonima* spp.) (Reis & Peracchi 1987).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A evolução histórica das pesquisas brasileiras relacionadas à interação morcego-frutos mostra um padrão ascendente, mas em um país megadiverso, com cerca de 15% das espécies de morcegos e 19% da flora do mundo (Giullietti et al. 2005) esse conhecimento ainda é mínimo, com 33 espécies de morcegos conhecidas por dispersarem 39 espécies de plantas. Esperamos que com essa compilação haja maior interesse para o desenvolvimento de pesquisas sobre a interação morcegos-frutos fora do eixo sul-sudeste do país, e que os aspectos aqui abordados como métodos, conhecimento das plantas-dispersores possam ser aprofundados. Se essa interação for utilizada como ferramenta na manutenção e recuperação da diversidade biológica brasileira pode haver um incremento do conhecimento planta-dispersor, e maior compreensão da importância dessa interação na dinâmica das comunidades. Aqui está um documento base para iniciar tal desafio.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao revisor anônimo que com suas críticas melhorou consideravelmente nosso texto.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L.M.S. 2005. First record on the use of leaves of *Solanum lycocarpum* (Solanaceae) and fruits of *Emmotum nitens* (Icacinaeae) by *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy) (Chiroptera, Phyllostomidae) in the Brazilian Cerrado. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2):509-510.
- AGUIAR, L.M.S. & MARINHO-FILHO, J. 2004. Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba 21 (2): 385-390.
- AGUIAR, L.M.S. & MARINHO-FILHO, J. 2007. Bat frugivory in a remnant of Southeastern Brazilian Atlantic forest. *Acta Chiroptera* 9(1):251-260.
- ALMEIDA-NETO, M., CAMPASSI, F., GALETTI, M., JORDANO, P. & OLIVEIRA, A. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17:503-513.
- BERNARD, E. 2002. Diet, activity and reproduction of bat species (Mammalia, Chiroptera) in Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1):173-188.
- BERNARD, E. & FENTON, M.B. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35:262-277.
- BIANCONI, G.V., MIKICH, S.B., TEIXEIRA, S.D., & MAIA, B.H.L.N.S. 2007. Attraction of Fruit-Eating Bats with Essential Oils of Fruits: A Potential Tool for Forest Restoration. *Biotropica* 39(1):136-140.

- BIANCONI, G.V., SUCKOW, U.S., CRUZ-NETO, A.P., & MIKICH, S.B. 2010. Use of fruit essential oils to assist forest regeneration by bats. *Restoration Ecology*, article first published online.
- BIZERRIL, M.X.A. & RAW, A. 1998. Feeding behaviour of bats and the dispersal of *Piper arboreum* seeds in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 14:109-114.
- BIZERRIL, M.X.A. & RAW, A. 1997. Feeding specialization of two species of bats and the fruit quality of *Piper arboreum* in a Central Brazilian gallery forest. *Revista de Biologia Tropical* 45(2):913-918.
- BOCCHESI, R.A., OLIVEIRA, A.K.M., & VICENTE, E.C. 2007. Taxa e velocidade de germinação de sementes de *Cecropia pachystachya* Trécul (Cecropiaceae) ingeridas por *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Scientiarum (Biological Sciences)* 29(4):395-399.
- BRITO, J.E.C., GAZARINI, J., & ZAWADZDI, C.H. 2010. Abundância e frugivoria da quiroptero fauna (Mammalia, Chiroptera) de um fragmento no noroeste do estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum (Biological Science)* 32(3):265-271.
- CÁCERES, N.C. & MOURA, M.O. 2003. Fruit removal of a wild tomato, *Solanum granulosoleprosum* Dunal (Solanaceae), by birds, bats and non-flying mammals in an urban Brazilian environment. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(3):519-522.
- CARVALHO, G.H., CIANCIARUSO, M. V., & BATALHA, M. A. 2010. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. *Environmental Modelling and Software* 25:815-816.
- CARVALHO, C.T. 1961. Sobre os hábitos alimentares de Phyllostomídeos (Mammalia: Chiroptera). *Revista de Biologia Tropical* 9(1):53-60.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Inter-relation between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. In: *Frugivores and seed dispersal* (A. Estrada & T. H. Fleming eds). Dr. W. Junk Publishers, pp.119-136.
- COELHO, D.C. & MARINHO-FILHO, J. 2002. Diet and activity of *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in the Federal District, Brazil. *Mammalia* 66:319-330.
- CONCEIÇÃO, P.N. 1977. "Quirópteros" e a dispersão de *Solanum grandiflorum* Ruiz & Pav. *Ciência e Cultura* 29(6):688-689.
- FARIA, D.M. 1996. Food resource utilization by a phyllostomidae phytophagous bat guild at the Santa Genebra Reserve, Campinas, SP, Brazil. *Chiroptera Neotropical* 2(1):43.
- FIGUEIREDO, R.A., MOTTA JÚNIOR, J.C., & VASCONCELLOS, L.A.S. 1995. Pollination, seed dispersal, seed germination and establishment of seedlings of *Ficus microcarpa*, Moraceae, in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 55(2):233-239.
- FIGUEIREDO, R.A. & PERIN, E. 1995. Germination ecology of *Ficus luschnathiana* drupelets after bird and bat ingestion. *Acta Oecologica* 16(1):71-75.
- FLEMING, T.H. & HEITHAUS, E.R. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forest. *Biotropica* 13:45-53.
- FLEMING, T.H. & SOSA, V.J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy* 75(4):845-851.
- FLEMING, T.H. 1986. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. In: *Frugivores and seed dispersal* (A. Estrada & T. H. Fleming eds). Dr. W. Junk Publishers, p.105-118.
- FLEMING, T.H. 1988. *The short-tailed fruit bat*. Chicago, Univ. Chicago Press.
- GALETTI, M. & MORELLATO, L.P.C. 1994. Diet of the large fruit-eating bat *Artibeus lituratus* in a forest fragment in Brazil. *Mammalia* 58(4):661-665.
- GALINDO-GONZÁLES, J., GUEVARA S., & SOSA V.J. 2000. Bat and Bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.
- GALINDO-GONZÁLES, J., VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZA G., SALDAÑA-VÁZQUEZA R.A. & HERNÁNDEZ-MONTERO, J.R. 2009. A more efficient technique to collect seeds dispersed by bats. *Journal of Tropical Ecology* 25(2):205-209.
- GARCIA, Q.S., REZENDE, J.L.P., & AGUIAR, L.M.S. 2000. Seed dispersal by bats in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 48(1).
- GARDNER, A.L. 1977. Feeding habits. In: *Biology of bats of the new World Family Phyllostomidae* (Baker R.J. et al. eds.) Spec. Publ. Texas, Tech Univ, 364 p.
- GASTAL, M.L. & BIZERRIL, M.X.A. 1999. Ground foraging and seed dispersal of a gallery forest tree by the fruit-eating bat *Artibeus lituratus*. *Mammalia* 63(1):108-112.
- GEISELMAN, C.K., MORI, S.A., & BLANCHARD, F. 2002 (onwards). Database of Neotropical Bat/Plant Interactions. [http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase\\_frameset.htm](http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase_frameset.htm).
- GONÇALVES, F., MUNIN, R., COSTA, P., & FISCHER, E. 2007. Feeding habits of *Noctilio albiventris* (Noctilionidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Acta Chiropterologica* 9(2):535-538.
- GOTTSBERGER, G. & SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. 2006. Life in the cerrado. A South American tropical seasonal ecosystem. Vol. II – Pollination and seed dispersal. Ulm: Reta Verlag.
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228.

- JACOMASSA, F.A. & PIZO, M.A. 2010. Birds and bats diverge in the qualitative e quantitative components of seed dispersal of a pioneer tree. *Acta Oecologica* 36:493-496.
- KUNZ, T.H., BRAUN DE TORREZ, E., BAUER, D.M., LOBOVA, T.A., & FLEMING, T.H. 2011. Ecosystem services provided by bats. In: *The Year in Ecology and Conservation* (R.A. Ostfeld & W.H. Schlesinger eds., Special issue). *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223:1-38.
- LIMA, I.P. & REIS, N.R. 2004. The availability of Piperaceae and the search for this resource by *Carollia perspicillata* (Linnaeus) (Chiroptera, Phyllostomidae, Carollinae) in Parque Municipal Arthur Thomas, Londrina, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(2):371-377.
- LEVEY, D.J. & SARGENT, S. 2000. A simple method for tracking vertebrate dispersed seeds. *Ecology*, 81: 267-274.
- LOBOVA, T.A., MORI, S. A., BLANCHARD, F., PECKHAM H. & CHARLES-DOMINIQUE, P. 2003. *Cecropia* as a food resource for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. *American Journal of Botany* 90(3):388-403.
- MARINHO-FILHO, J.S. 1991. The coexistence of two frugivorous bat species and the phenology of their food plants in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 7(1):59-67.
- MARINHO-FILHO, J.S. & VASCONCELLOS-NETO, J. 1994. Dispersão de sementes de *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. (Guttiferae) por morcegos na região de Manaus, Amazonas. *Acta Botanica Brasileira* 8(1):87-96.
- MARQUES, M.C. M. & FISCHER, E. 2009. Effect of bats on seed distribution and germination of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae). *Ecotropica* 15:1-6.
- McNAB, B.K. & MORRISON, P. 1963. Observations on bats from Bahia, Brazil. *Journal of Mammalogy* 44:21-23.
- MEDELLIN, R.A. & GAONA, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31:478-485.
- MELLO, M.A.R., KALKO, E.K.V., & SILVA, W.R. 2008A. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian Montane Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 89(2):485-492.
- MELLO, M.A.R., KALKO, E.K.V., & SILVA, W.R. 2008B. Movements of the bat *Sturnira lilium* and its role as a seed disperser of Solanaceae in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* 24:225-228.
- MELLO, M.A.R., LEINER, N.O., GUIMARÃES, P.R.JR., & JORDANO, P. 2005. Size-based fruit selection of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae) by bats of the genus *Artibeus* (Phyllostomidae) in a restinga area, southeastern Brazil. *Acta Chiropterologica* 7(1):179-182.
- MELLO, M.A.R., MARQUITTI, F.M.D, GUIMARÃES JR., P.R., KALKO, E.K.V., JORDANO P., AGUIAR, M.A.M 2011. The Missing Part of Seed Dispersal Networks: Structure and Robustness of Bat-Fruit Interactions. *PLoS ONE* 6(2):e17395.
- MELLO, M.A.R., SCHITTINI, G.M., SELIG, P., & BERGALLO, H.G. 2004A. Seasonal variation in the diet of the bat *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Phyllostomidae) in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Mammalia* 68(1):49-55.
- MELLO, M.A.R., SCHITTINI, G.M., SELIG, P., & BERGALLO, H.G. 2004B. A test of the effects of climate and fruiting of *Piper* species (Piperaceae) on reproductive patterns of the bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica* 6(2):309-318.
- MIKICH, S.B. 2002. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1):239-249.
- MIKICH, S.B., BIANCONI, G.V., MAIA, B.H.L.N.S., & TEIXERA, S.D. 2003. Attraction of the fruit-eating bat *Carollia perspicillata* to *Piper gaudichaudianum* essential oil. *Journal of Chemical Ecology* 29(10):2379-2383.
- MULLER, M.F. & REIS, N.R. 1992. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 9(3/4):345-355.
- MUNIN, R.L., COSTA, P.C., FISCHER E. 2011. Differential ingestion of ùg seeds by a Neotropical bat, *Platyrrhinus lineatus*. *Mammalian Biology* 76:772-774.
- MUSCARELLA, R. & FLEMING, T.H. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82:573-590.
- NOGUEIRA, M.R. & PERACCHI, A. L. 2003. Fig-seed predation by two species of Chiroderma: discovery of a new feeding strategy in Bats. *Journal of Mammalogy* 84(1):225-233.
- OLIVEIRA, A.K.M. & LEMES, F.T.F. 2010. *Artibeus planirostris* como indutor de germinação em uma área do Pantanal do Rio Negro, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociência* 8(1):49-52.
- OPREA, M., BRITO, D., VIEIRA, T.B., MENDES, P., LOPES, S.R., FONSECA, R.M., COUTINHO, R.Z., & DITCHFIELD, A.D. 2007. A note on the diet and foraging behavior of *Artibeus lituratus* (Chiroptera, Phyllostomidae) in an urban park in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 7:297-300.
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B. DA, RYLANDS, A. B., HORRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. DA C., MITTERMEIER, R. A. & PATTON, J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2a Versão Atualizada / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 75p.
- PASSOS, F.C. & GRACIOLLI, G. 2004. Observações da dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(3):487-489.

- PASSOS, F.C., SILVA, W.R., PEDRO, W.A., & BONIN, M.R. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(3):511-517.
- PASSOS, J.G. & PASSAMANI, M. 2003. *Artibeus lituratus* (Chiroptera, Phyllostomidae): biologia e dispersão de sementes no Parque do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa (ES). *Natureza on line* 1(1):1-6.
- PEDRO, W.A. & TADDEI, V.A. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 6:3-21.
- PERACCHI, A.L. & ALBUQUERQUE, S.T. 1971. Lista provisória dos quirópteros dos Estados do Rio de Janeiro e Guanabara, Brasil (Mammalia: Chiroptera). *Revista Brasileira de Biologia* 31(3):405-413.
- PEREIRA, M.J.R., MARQUES, J.T., & PALMEIRIM, J.M. 2010. Ecological responses of frugivorous bats to seasonal fluctuation in fruit availability in Amazonian forest. *Biotropica* 42(6):680-687.
- REIS, N.R. & GUILLAUMET, J.L. 1983. Les chauves-souris frugivores de la région de Manaus et leur role dans la dissémination des espèces végétales. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 38:147- 169.
- REIS, N.R., PERACCHI, A.L., & ONUKI, M.K. 1993. Quirópteros de Iondrina, Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Brasileira Brasileira de Zoologia* 10(3):371-381.
- REIS, N.R., PERACCHI, A.L., & SEKIAMA, M.R. 1999. Morcegos da Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná (Mammalia, Chiroptera). *Revista Brasileira de Zoologia* 16(2):501-505.
- REIS, N.R., PERACCHI, A.L., MULLER, M.F., BASTOS, E.A. & SOARES, E.S. 1996. Quirópteros do Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Revista Brasileira de Biologia* 56(1):87-92.
- REIS, N.R. & PERACCHI, A.L. 1987. Quirópteros da Região de Manaus, Amazonas, Brasil. (Mammalia, Chiroptera). *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi (Série Zoologia)* 3(2):161-182.
- RUI, A.M., FABIAN, M.E. & MENEGHETTI, J.O. 1999. Geographical distribution and morphological analysis of *Artibeus lituratus* Olfers and *Artibeus fimbriatus* Gray (Chiroptera, Phyllostomidae) in Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16(2):447-460.
- RUSCHI, A. 1953. Algumas observações sobre alimentação dos quirópteros, *Phyllostomus hastatus hastatus* (Pallas), *Molossus rufus* E. Geoffroy, *Chrotopterus auritus australis* (Thomas) e *Noctilio leporinus leporinus* (Linnaeus). *Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello-Leitão* 14:1-5.
- SHANAHAN, M., SO, S., COMPTON, S. G., & CORLETT, R. 2001. Fig-eating by vertebrate frugivores: a global review. *Biol. Ver.* 76:529-572.
- SATO, T.M., PASSOS, F.C., & NOGUEIRA, A.C. 2008. Frugivoria de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e seus efeitos na germinação das sementes. *Papéis avulsos de Zoologia* 48(3):19-26.
- SAZIMA, I., FISCHER, W.A., SAZIMA, M., & FISCHER, E.A. 1994. The fruit bat *Artibeus lituratus* as a forest and city dweller. *Ciência e Cultura* 46(3):164-168.
- SAZIMA, M., BUZATO, S., & SAZIMA, I. 2003. *Dysochroma viridiflorum* (Solanaceae): a reproductively bat-dependent epiphyte from the Atlantic rainforest in Brazil. *Annals of Botany* 92:725-730.
- SILVEIRA, M., TREVELIN, L., PORT-CARVALHO, M., GODOI, S., MANDETTA, E. N., & CRUZ-NETO, A.P. 2011. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in Southeast Brazil. *Acta Oecologica* 37:31-36.
- SIMMONS, N.B. 2005. Order Chiroptera. In: *Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference* (D. E. Wilson & D. M. Reeder eds.) Johns Hopkins University Press, Baltimore. pp. 312-529.
- SIPINSKI, E.A.B. & REIS, N.R. 1995. Dados ecológicos dos quirópteros da reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(3): 519-528.
- TADDEI, V.A. 1969. Aspectos da biologia de *Artibeus lituratus lituratus* (Lichtenstein, 1823) (Chiroptera-Phyllostomidae). *Ciência e Cultura* 21(2):451-452.
- TAVARES, V.C. 1999. Flight morphology, diet and composition of a bat assemblage (Mammalia: Chiroptera) in the Rio Doce State Park, South-east Brazil. *Chiroptera Neotropical* 5(1-2):117-118.
- TEIXEIRA, R.C., CORRÊA, C.E., & FISCHER, E. 2009. Frugivory by *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 44(1):7-15.
- TERBORGH, J. 1986. Keystone plant recourse in the tropical forest. In: *Conservation Biology* (Soulé M.E. ed.). Sinauer, Sunderland, Mass.
- THIES, W., KALKO, E.K.V., & SCHNITZLER, H.U. 1998. The roles of echolocation and olfaction in two Neotropical fruit-eating bats, *Carollia perspicillata* e *C. castanea*, feeding on *Piper*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 42:397-409.
- UIEDA, W. & VASCONCELLOS-NETO, J. 1985. Dispersão de *Solanum* spp. (Solanaceae) por morcegos, na região de Manaus, AM, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 2(7):449-458.
- UIEDA, W., SATO, T.M., CARVALHO, M.C. & BONATO, V. 2007. Fruits as unusual food items of the carnivorous bat *Chrotopterus auritus* (Mammalia, Phyllostomidae) from southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(3):844-847.
- VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, New York.

- WHITTAKER, R. J. & JONES, S. H. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatua, Indonesia. *Journal of Biogeography* 21:254-258.
- WILLIG, M.R., CAMILO, G.R., & NOBLE, S.J. 1993. Dietary overlap in frugivorous and insectivorous bats from edaphic cerrado habitats of Brazil. *Journal of Mammalogy* 74(1):117-128.
- ZORTÉA, M. & CHIARELLO, A.G. 1994. Observations on the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus*, in a urban reserve of south-east Brazil. *Mammalia* 58(4):665-670.
- ZORTÉA, M. 2003. Reproductive patterns and feeding habits of three nectarivorous bats (Phyllostomidae: Glossophaginae) from the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology* 63(1):159-168.
- ZORTÉA, M. 1993. Folivory in *Platyrrhinus (Vampyrops) lineatus*. *Bat Research News* 34(2-3):59-60.



**Os MAMÍFEROS E A FLORESTA COM ARAUCÁRIA BRASILEIRA:  
RIQUEZA DE ESPÉCIES E RELEVÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO**

*Juliana F. Ribeiro  
Emerson M. Vieira*

Existem no mundo pelo menos 5488 espécies viventes de mamíferos (Vié *et al.*, 2009). Essa diversidade de espécies está associada a uma grande variedade de funções ecológicas e estratégias de vida distintas desses animais (Eisenberg, 1981; Emmons e Feer, 1997; Eisenberg e Redford, 1999). Embora haja mamíferos em todos os continentes do mundo, tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres, a maior parte das espécies ocorre nas formações florestais das regiões tropicais (Vié *et al.*, 2009).

Na região neotropical, apesar dos mamíferos serem um grupo bastante diverso e carismático, existem diversas lacunas tanto em nível do conhecimento ecológico como em relação a inventários nas diversas áreas e formações vegetais associadas a essa região (Voss e Emmons, 1996). Patterson (2000) estima que a cada ano um novo gênero e oito espécies novas sejam descritas nos neotrópicos. Essas lacunas, ainda presentes, dificultam as iniciativas e o manejo para a conservação do grupo. No Brasil, esses hiatos no conhecimento da mastofauna vem sendo preenchidos, a cada ano, com a descrição de novas espécies. No entanto, o ritmo desse incremento no número de espécies indica que ainda estamos longe de conhecermos o número definitivo de mamíferos que ocorrem no País. Há cerca de 15 anos atrás, havia a indicação da ocorrência de 524 espécies em território nacional (Fonseca *et al.*, 1996). Mais recentemente, Costa *et al.* (2005; 532 espécies) e Reis *et al.* (2006; 658 espécies) já apontavam um aumento substancial nesse número. Atualmente, já se admite a ocorrência de pelo menos 682 espécies nativas no Brasil (Reis *et al.*, 2011). Isso faz com que o Brasil seja reconhecido como o país com uma das maiores diversidades de mamíferos do mundo (Vié *et al.*, 2009), padrão esse que se mantém quando se considera a diversidade biológica em geral (Mittermeier *et al.*, 1997; Lewinsohn e Prado, 2002).

Um dos motivos para a alta riqueza de espécies no Brasil é a diversidade de biomas que existem no País (i.e. Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal, Caatinga e Campos Sulinos). Dentre esses biomas, a Mata Atlântica é o segundo em diversidade e endemismo de mamíferos, perdendo somente para a Amazônia (Reis *et al.*, 2011). Essa formação é considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, devido a sua alta diversidade biológica, endemismos e grau de ameaça (Myers *et al.*, 2000). Essa ameaça é consequência principalmente da devastação já sofrida pela Mata Atlântica, para a qual há estimativas de que sua cobertura vegetal original no leste do Brasil hoje ocupa apenas entre 7.3% e 10% do que ocupava originalmente (Ibama, 2011; SOS Mata Atlântica, 2011). Essas áreas remanescentes estão extremamente fragmentadas, com apenas 2% em áreas de conservação integral (Pinto *et al.*, 2006).

Apesar da devastação que vem sofrendo, a Mata Atlântica possui uma mastofauna ainda bastante diversa. Esse bioma possui 12 ordens, 45 famílias e uma riqueza de espécies nativas estimada em 250 espécies, sendo que 55 são endêmicas (Reis *et al.*, 2011). Para a manutenção e conservação dessas espécies de mamíferos, deve haver uma sinergia de fatores tanto em nível de conhecimento científico como de práticas políticas. Sob o aspecto científico, os estudos taxonômicos, da distribuição e os diversos aspectos ecológicos e de história de vida desses animais são fundamentais.

O que é considerado comumente como “Mata Atlântica” consiste na verdade de um conjunto de formações florestais distintas, que compõe o chamado domínio da Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Veloso *et al.*, 1991). Uma dessas fitofisionomias da Mata Atlântica é a Floresta Ombrófila Mista, ou também chamada de Floresta com Araucária. Essa formação florestal representava, originalmente, 18% do bioma Mata Atlântica (Ibama, 2011), cobrindo cerca de 200.000 km<sup>2</sup> do Brasil incluídos em um quadrilátero formado pelos paralelos 19°15’ e 31°30’S e pelos meridianos 41°30’ e 54°30’W (Backes, 2009). Essa distribuição natural abrangia principalmente a região Sul, nos Estados do Paraná (40% da superfície), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%), além de manchas esparsas no Sul de São Paulo (3%), sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro, sempre associada à regiões de altitude relativamente elevadas, acima de 500 m (Carvalho, 1994). A FA ocorria normalmente em grandes maciços florestais, em adensamentos de tamanhos variados entremeados com áreas abertas – os chamados capões, ou mesclando-se com a Floresta latifoliada (Mähler Jr. e Larocca, 2009).

A Floresta com Araucária possui história evolutiva e características ecológicas distintas das outras formações florestais do leste brasileiro. Sua ocorrência remonta ao período Triássico (Anderson e Anderson, 1998) e é a única formação florestal com ocorrência relevante de pinheiros, *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) e *Podocarpus lamberti* (Podocarpaceae), no platô brasileiro. O nome popular dessa fitofisionomia é devido à abundância e exuberância da araucária (*A. angustifolia*, também conhecida como pinheiro brasileiro ou pinheiro-do-Paraná).

Além da sua abundância, as características das suas sementes fazem com que a araucária seja, ao menos potencialmente, extremamente importante para a fauna associada às Florestas com Araucária (Vieira e Iob, 2009). Essas sementes, conhecidas como pinhões costumam ser abundantes na época de oferta (geralmente entre Abril e Julho), além de grandes (6-8 g) e extremamente nutritivas (Ferreira e Handro, 1979; Solórzano-Filho, 2001; Mantovani *et al.*, 2004). Além disso, são produzidas em uma época de escassez potencial de alimentos, pois há um menor número de espécies arbóreas produzindo frutos e/ou sementes, e de maior demanda energética para muitas espécies, devido às baixas temperaturas do inverno (Solórzano-Filho, 2001; Paise e Vieira, 2005; Liebsch e Mikich, 2009). Especificamente para os mamíferos, os pinhões são consumidos com frequência e, eventualmente, também dispersos por diversas espécies (e.g. bugios, queixadas, catetos, veados, esquilos, ouriços-

cacheiro, capivaras, pacas, cutias e roedores sigmodontíneos [Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001; Lamberts, 2003; Iob e Vieira, 2008; Vieira *et al.*, 2011])

Essas interações ecológicas da Araucária com os mamíferos, bem como a complexidade e heterogeneidade dessa formação vegetal, tem permitido a co-existência e permanência de muitas espécies de mamíferos na mesma. No entanto, a continuidade dessas interações e das próprias espécies envolvidas está ameaçada, pois a manutenção da Floresta com Araucária é considerada uma questão crítica para os conservacionistas (Dinerstein *et al.*, 1995, Biodiversity Support Program 1995). Em 1930, havia aproximadamente 20 milhões de hectares (182,295,00 km<sup>2</sup> ou 35% da vegetação do Sul do Brasil) cobertos pela Floresta de Araucária (Mattos, 1994). Já nos dias atuais, alguns autores estimam que os remanescentes dessa formação florestal ocupem entre 1% a 4% da sua área original (Lima e Capobianco, 1997; Guerra *et al.*, 2002). O que torna o cenário ainda mais crítico é que apenas 1% da sua área original está sendo preservada pelo sistema nacional de unidades de conservação de uso integral (Couto, 2004). Além disso, há o agravante do alto valor madeireiro da *A. angustifolia* (Backes, 1999). A espécie tem sido, historicamente, uma das mais importantes árvores para a indústria madeireira no sul do País (Fonseca *et al.*, 2009). Seu valor econômico também é devido ao consumo humano das suas sementes (Mattos, 1994). Atualmente, a *A. angustifolia* é enquadrada na categoria “criticamente ameaçada” pela IUCN (Farjon, 2006). Uma boa síntese do processo histórico do desmatamento e destruição da Floresta com Araucária e a situação atual dessa formação vegetal pode ser encontrada em Mähler Jr. e Larocca (2009).

No presente estudo, nós apresentamos uma avaliação da relevância da Floresta com Araucária (FA) como hábitat para os mamíferos continentais nativos do Brasil. Essa avaliação foi feita comparativamente com outros biomas nacionais, com especial ênfase para o papel dessa fitofisionomia na conservação da mastofauna brasileira. Procuramos apontar também as lacunas do conhecimento sobre esse grupo e ações que possam contribuir para a conservação dos mamíferos associados à FA.

Para avaliar a representatividade da Floresta com Araucária em relação à riqueza de mamíferos, calculamos a porcentagem das espécies que ocorrem no Brasil, e na Floresta com Araucária, que estão na lista brasileira de animais ameaçados (Livro vermelho da fauna brasileira; Machado *et al.*, 2008). Avaliamos, também, a relevância da Floresta com Araucária para os mamíferos sob um ponto de vista mais regional, considerando a proporção de espécies presentes nas listas oficiais de fauna ameaçada (listas vermelhas), dos estados do Paraná (Tossulino *et al.*, 2006) e Rio Grande do Sul (Fontana *et al.*, 2003), que ocorrem em áreas de Floresta com Araucária.

Para determinar as espécies de mamíferos com ocorrência confirmada na Floresta com Araucária da região sul do país, realizamos uma pesquisa bibliográfica extensiva (segundo Medellín e Arita, 1989; Fonseca *et al.*, 1996; Carter e Rosas, 1997; Emmons e Feer, 1997; Marinho-Filho e Sazima, 1998; Bonvicino e Otazu, 1999; Einsenberg e Redford, 1999; Taddei e Uieda, 2001; Bonvicino *et al.*, 2002; Hoffmann *et al.*, 2002; Cáceres, 2004; Cherem *et al.*, 2004; Miranda e Passos, 2004; Costa *et al.*, 2005; Freitas, 2006; Gardner, 2007; Reis *et al.*, 2007; Bonvicino *et al.*, 2008; Cadermatori *et al.*, 2008; DeMatteo e Loiselle, 2008; Paresque *et al.*, 2009; Christoff e Young, 2009; Guérin e Faure, 2009; Reis *et al.*, 2011; Vieira *et al.*, 2011; Percequillo *et al.*, 2011). Para o levantamento das espécies de mamíferos continentais e nativos que ocorrem no Brasil, utilizamos a lista disponível em Reis *et al.* (2011) e outras descrições de espécies recentes, como Percequillo *et al.* (2011) e Tavares *et al.* (2011).

Avaliamos, também, a relação espécie-área dos seis biomas brasileiros e da Floresta com Araucária, relacionando a área original de cada um destes (Ibge, 2011) com o número de espécies de mamíferos que ocorrem nos mesmos (de acordo com Reis *et al.*, 2011). Ao longo do presente estudo, consideramos, para comparações com os biomas, a Floresta com Araucária como um sétimo “bioma”, embora ela seja considerada como uma fitofisionomia componente do domínio da Mata Atlântica (Oliveira e Pillar, 2004).

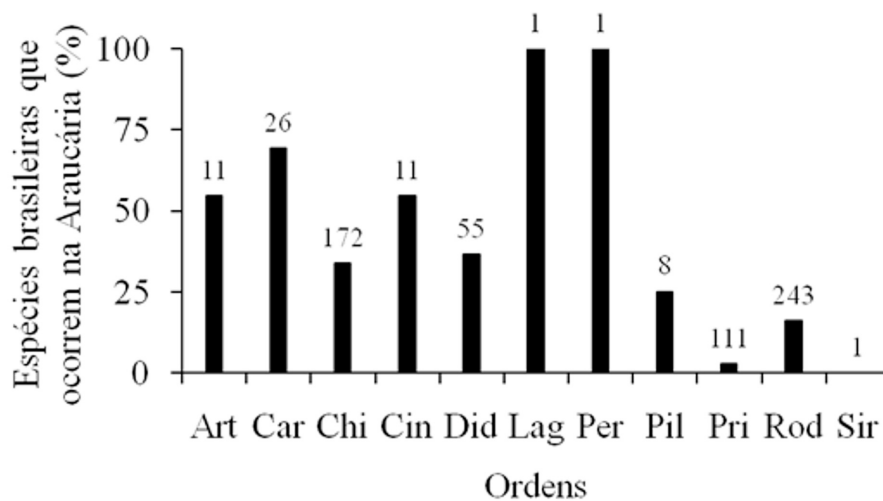
#### *Riqueza de Mamíferos associados à Floresta com Araucária*

De acordo com a lista de mamíferos nativos e continentais do Brasil, ocorrem no País 11 Ordens, 38 famílias e 640 espécies (Reis *et al.*, 2011; Tavares *et al.*, 2011; Percequillo *et al.*, 2011). Já na Floresta com Araucária, há um total de 10 Ordens, 28 Famílias e 154 espécies (Tabela 1), o que representa 24 % do total de mamíferos do País. Somente a ordem Sirenia (com uma única espécie continental, na Floresta Amazônica), não é representada nessa formação florestal. Para cinco dessas ordens como ocorrência na FA há mais de 50% das espécies que ocorrem no Brasil como um todo (Fig. 1). Duas dessas ordens possuem apenas uma espécie representante (Lagomorpha – *Silvilagus brasiliensis* e Perissodactyla – *Tapirus terrestris*). As outras ordens mais representadas são aquelas com animais de médio a grande porte, como Artiodactyla, Carnivora, Cingulata, Lagomorpha e Perissodactyla.

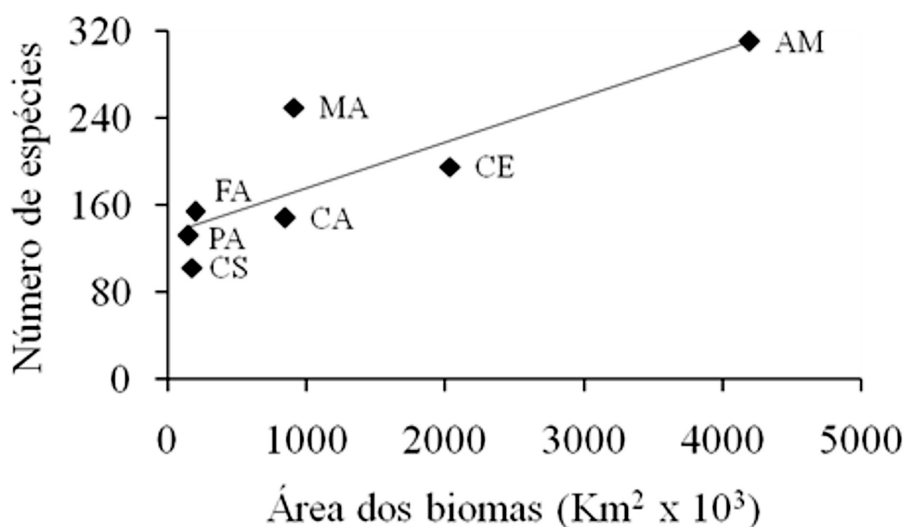
Já as Ordens que são representadas na FA por menos de 50% das espécies que ocorrem em todo o Brasil, são ordens com maior riqueza total de espécies, compostas principalmente por animais de pequeno porte (*i.e.* Didelphimorphia, Chiroptera, Primates e Rodentia). Esses animais são os principais responsáveis pela alta diversidade de mamíferos no Brasil. Como muitas dessas espécies possuem distribuição mais restrita, havendo consequentemente uma maior substituição (“turnover”) de espécies ao longo dos gradientes ambientais, não é surpreendente que a Floresta com Araucária, não tenha representantes da maioria dos componentes dessas ordens. Além disso, há o próprio padrão

biogeográfico geral de redução no número de espécies com o aumento da latitude, como ocorre com algumas Ordens de mamíferos neotropicais (Kaufman, 1995). Deste modo, seria de se esperar um menor número de espécies ocorrendo na FA, que já ocupa a região sub-tropical do continente sul-americano.

Para investigar a riqueza de mamíferos de Floresta com Araucária, em relação aos outros biomas brasileiros, realizamos uma análise de regressão linear, avaliando a relação espécie-área entre mamíferos e os biomas brasileiros (incluindo a FA). Como esperado, essa relação foi positiva e significativa ( $r^2_1$  ajustado = 0.70,  $P < 0.01$ ) (Fig. 2), indicando que, de uma maneira geral, quanto maior a área original, maior a riqueza de espécies. Entretanto, na Floresta com Araucária ocorreu um padrão de riqueza maior que o esperado de acordo com sua área original. Essa formação florestal possui um tamanho original semelhante aos biomas Pantanal e Campos Sulinos, mas com uma maior riqueza de espécies. Já o bioma Caatinga, possui uma riqueza de espécies semelhante à FA, mas com uma maior área original. Isto indica que a FA, em relação à área coberta originalmente, retém um número expressivo de espécies de mamíferos, superado apenas por biomas que cobrem uma extensão territorial muito maior (Fig. 2).



**Figura 1.** Proporção das espécies brasileiras de mamíferos continentais que ocorrem na Floresta com Araucária da região sul do Brasil (i.e. Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), separadas por Ordem taxonômica. Códigos da ordens: Art = Artiodactyla, Car = Carnivora, Chi = Chiroptera, Cin = Cingulata, Did = Didelphimorphia, Lag = Lagomorpha, Per = Perissodactyla, Pil = Pilosa, Pri = Primates, Rod = Rodentia e Sir = Sirenia. Valores acima das barras indicam o número total de espécies que ocorrem no Brasil, pertencentes a cada uma das Ordens.



**Figura 2.** Relação espécie-área para mamíferos dos diversos biomas brasileiros e da Floresta com Araucária, considerando a riqueza total de espécies silvestres em cada bioma (de acordo com Reis *et al.*, 2011) e a área original de cada um (Ibge, 2004). Códigos dos biomas: AM = Amazônia, MA = Mata Atlântica, CE = Cerrado, CA = Caatinga, PA = Pantanal e CS = Campos Sulinos, e da fitofisionomia Floresta com Araucária (FA).

A alta riqueza relativa da FA pode ser explicada, pelo menos em parte, pelo fato dessa fitofisionomia ser entremeada por ambientes abertos, os chamados campos de altitude, onde ocorrem tanto áreas mais secas como turfeiras (banhados) (Teixeira *et al.*, 1986). Com isso, há uma alta heterogeneidade espacial e consequentemente maior diversidade de habitats disponíveis para a mastofauna. Essa diversidade de fisionomias presente na Floresta com Araucária proporciona a ocorrência de espécies com hábitos tanto campestres (e.g. veado-campeiro *Blastocerus dichotomus* e graxaim-do-campo *Lycalopex gymnocercus*) como também aquelas essencialmente florestais (e.g. primatas) e também espécies características de ambientes úmidos (e.g. *Scapteromys* spp). Além disso, os ambientes florestais possuem alta complexidade (*sensu* August, 1983), atingindo em média 30 a 35 m de altura (Negrelle e Leuchtenberger, 2001) e com um denso sub-bosque, disponibilizando diferentes estratos verticais. Outro fator que contribui para essa riqueza de espécies na Floresta com Araucária é a similaridade florística com a Floresta Atlântica típica (Floresta Ombrófila Densa) e a amplitude da zona de contato dessas duas fitofisionomias com áreas de distribuição geográfica contíguas. Com isso, a área de ocorrência de muitas espécies abrange tanto a FA quanto a Floresta Atlântica típica.

#### *Floresta com Araucária e Mamíferos Ameaçados de Extinção*

A respeito das espécies de mamíferos continentais que estão ameaçadas de extinção pela lista nacional (Machado *et al.*, 2008), no Brasil ocorrem 57 espécies oficialmente consideradas ameaçadas (desconsiderando as sub-espécies), sendo que 14 dessas ocorrem na Floresta com Araucária (Tabela 1). A FA abriga, em média 34% das espécies ameaçadas por Ordem de mamíferos (variação de 0 a 89%). As Ordens com ocorrência da maior porcentagem de espécies ameaçadas nacionalmente são Artiodactyla, Cingulata, Pilosa e Carnívora. Essa última é a Ordem com maior proporção de espécies ameaçadas na Floresta com Araucária (Fig. 3). Alguns carnívoros provavelmente já não ocorrem mais em áreas de FA, havendo apenas registros antigos ou sem confirmação adequada, como é o caso da onça-pintada *Panthera onca* e da ariranha *Pteronura brasiliensis*, ambos extremamente raros ou extintos nos fragmentos de Araucária (Rosas *et al.*, 1991; Haag *et al.*, 2010). Isso deve principalmente ao fato dessas espécies necessitarem de grandes áreas contínuas ou semi-contínuas preservadas para sua existência. Os fragmentos e áreas de preservação de FA provavelmente não já não asseguram a permanência dessas espécies de grande porte, não só pelo tamanho em si como também pela perturbação que ocorre nas mesmas (e.g. caça).

O papel da Floresta com Araucária na conservação da mastofauna do sul do País pode já estar comprometido, não só pela redução da área coberta originalmente por essa fitofisionomia, como também pelo processo de fragmentação concomitante e pela baixa representatividade da mesma em unidades de conservação (Indrusiak e Monteiro, 2009). Não por coincidência, as Ordens com espécies de maior porte, como Artiodactyla, Carnívora e Pilosa, estão entre as com maior porcentagem de espécies ameaçadas na FA. Animais de maior porte geralmente necessitam de áreas conservadas contínuas e grandes suficiente para um número mínimo de indivíduos capazes de manter suas populações viáveis (Rostald, 1991). Espécies como *Blastocerus dichotomus*, *Mazama nana*, *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari* (Artiodactyla), *Panthera onca*, *Leopardus* spp, *Chrysocyon brachyurus*, *Pteronura brasiliensis*, *Lontra longicaudis*, *Eira barbara* (Carnívora), *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa) e *Tapirus terrestris* (Perissodactyla) estão seriamente ameaçados na Floresta com Araucária (Tabela 1). Isso porque o desmatamento e a transformação de ambientes naturais para agricultura, pasto, plantações de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., além do aumento das áreas urbanas, ocorrem em ritmo acelerado no sul do país (Pillar, 2003).

A ameaça aos carnívoros e outros animais de maior porte pode agravar o estado de conservação da Floresta com Araucária, pois a eliminação dos grandes predadores e herbívoros de topo da cadeia alimentar tem efeitos significativos no futuro dos ecossistemas (Estes *et al.*, 2011). A perda dessas espécies de topo de cadeia pode causar um efeito cascata nas redes tróficas (Paine, 1980), bem como efeitos *top-down* afetando inclusive a dinâmica das comunidades de plantas (Redford, 1992; Terborgh *et al.*, 2001; Terborgh *et al.*, 2006). Desta forma, a manutenção e o funcionamento do ecossistema podem ser afetados pela perda das espécies de topo, devido a modificação no fluxo e sequestro de energia e material ocasionados por essa perda (Estes *et al.*, 2011).

Animais de grande porte da Ordem dos ungulados, entre eles a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*), estão extremamente ameaçados nas Florestas com Araucária (Mähler Jr. e Schneider, 2003). No Paraná, ambas as espécies ocorriam em todas as formações vegetais, mas atualmente distribuem-se de forma descontínua e fragmentada, tendo desaparecido na maior parte de suas áreas de ocorrência original (Mikich e Bérnils, 2004). A necessidade de grandes áreas e a forte pressão de caça sobre esses animais concorrem para o declínio de suas populações tanto no Paraná quanto no Rio Grande do Sul, sendo que nesse último elas já não ocorrem em Florestas com Araucária (Mähler Jr. e Schneider, 2003).

A importância da Floresta com Araucária para a conservação de mamíferos continentais pode também ser evidenciada em uma escala mais regional. Considerando os dois estados da região sul que já possuem listas oficiais de fauna ameaçada de extinção, Paraná e Rio Grande do Sul, essa fitofisionomia abriga uma boa parte das espécies ameaçadas que ocorrem nesses estados. Para seis das dez ordens com espécies consideradas ameaçadas regionalmente, há 50% ou mais das espécies ameaçadas com ocorrência confirmada na Floresta com Araucária (Fig. 4).

**Tabela 1.** Lista de mamíferos que ocorrem na Floresta com Araucária e o estado de ameaça no Brasil (Br) e nos estados do Rio Grande do Sul (RS) e Paraná (PR), de acordo com Machado et al. (2008), Fontana et al. 2003 e Tossulino et al. (2006). Códigos das categorias de ameaça: CR = criticamente em perigo, EN = ameaçada, VU = vulnerável, DD = sem dados suficientes para avaliação.

| Ordem                  | Nome comum                       | Categoria de ameaça        |    |       |
|------------------------|----------------------------------|----------------------------|----|-------|
|                        |                                  | Br                         | RS | PR    |
| <b>Família</b>         |                                  |                            |    |       |
| <b>Espécie</b>         |                                  |                            |    |       |
| <b>Didelphimorphia</b> |                                  |                            |    |       |
| Didelphidae            |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Caluromys lanatus</i>         | cuíca-lanosa               | -  | VU DD |
|                        | <i>Caluromys philander</i>       | cuíca-lanosa               | -  | - DD  |
|                        | <i>Chironectes minimus</i>       | cuíca-d' água              | -  | VU DD |
|                        | <i>Didelphis albiventris</i>     | gambá, saruê, seringue     | -  | - -   |
|                        | <i>Didelphis aurita</i>          | gambá, saruê, seringue     | -  | - -   |
|                        | <i>Gracilinanus agilis</i>       | cuíca, catita              | -  | DD DD |
|                        | <i>Gracilinanus microtarsus</i>  | cuíca, catita              | -  | - -   |
|                        | <i>Lutreolina crassicaudata</i>  | cuíca-da-cauda-grossa      | -  | - DD  |
|                        | <i>Marmosa murina</i>            | cuíca, marmosa             | -  | - -   |
|                        | <i>Marmosops incanus</i>         | cuíca, marmosa             | -  | - DD  |
|                        | <i>Marmosops paulensis</i>       | cuíca, marmosa             | -  | - -   |
|                        | <i>Metachirus nudicaudatus</i>   | cuíca-de-quatro-olhos      | -  | - DD  |
|                        | <i>Micoureus demerarae</i>       | cuíca                      | -  | DD -  |
|                        | <i>Micoureus paraguayanus</i>    | cuíca                      | -  | - -   |
|                        | <i>Monodelphis americana</i>     | catita, cuíca-três-listras | -  | - -   |
|                        | <i>Monodelphis dimidiata</i>     | catita                     | -  | DD -  |
|                        | <i>Monodelphis iheringi</i>      | catita, guaiquica-listrada | -  | DD -  |
|                        | <i>Monodelphis scalops</i>       | catita                     | -  | - -   |
|                        | <i>Monodelphis sorex</i>         | catita                     | -  | - -   |
|                        | <i>Philander frenatus</i>        | cuíca-de-quatro-olhos      | -  | - -   |
| <b>Cingulata</b>       |                                  |                            |    |       |
| Dasypodidae            |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Euphactus sexcintus</i>       | tatu-peba                  | -  | - -   |
|                        | <i>Priodontes maximus</i>        | tatu-canastra              | VU | - -   |
|                        | <i>Cabassous tatouay</i>         | tatu-de-rabo-mole-grande   | -  | - DD  |
|                        | <i>Dasybus septemcintus</i>      | tatuí                      | -  | - DD  |
|                        | <i>Dasybus novemcintus</i>       | tatu-galinha               | -  | - -   |
|                        | <i>Dasybus hybridus</i>          | tatu-mulita                | -  | - -   |
| <b>Pilosa</b>          |                                  |                            |    |       |
| Myrmecophagidae        |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Myrmecophaga tridactyla</i>   | tamanduá-bandeira          | VU | CR CR |
|                        | <i>Tamandua tetradactyla</i>     | tamanduá-mirim             | -  | VU -  |
| <b>Primates</b>        |                                  |                            |    |       |
| Cebidae                |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Cebus apella</i>              | macaco-prego               | -  | - -   |
| Atelidae               |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Alouatta caraya</i>           | bugio-preto                | -  | VU EN |
|                        | <i>Alouatta guariba</i>          | bugio-ruivo                | CR | VU VU |
| <b>Lagomorpha</b>      |                                  |                            |    |       |
| Leporidae              |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Sylvilagus brasiliensis</i>   | tapeti                     | -  | - VU  |
| <b>Chiroptera</b>      |                                  |                            |    |       |
| Emballonuridae         |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Peropteryx kappleri</i>       | morcego                    | -  | - -   |
|                        | <i>Peropteryx macrotis</i>       | morcego                    | -  | - -   |
|                        | <i>Saccopteryx bilineata</i>     | morcego                    | -  | - -   |
| Phyllostomidae         |                                  |                            |    |       |
|                        | <i>Desmodus rotundus</i>         | morcego-vampiro            | -  | - -   |
|                        | <i>Diaemus youngii</i>           | morcego-vampiro            | -  | - CR  |
|                        | <i>Diphylla ecaudata</i>         | morcego-vampiro            | -  | - VU  |
|                        | <i>Anoura caudifer</i>           | morcego                    | -  | - -   |
|                        | <i>Anoura geoffroyi</i>          | morcego                    | -  | - -   |
|                        | <i>Glossafaga soricina</i>       | morcego                    | -  | - -   |
|                        | <i>Chrotopterus auritus</i>      | morcego                    | -  | - VU  |
|                        | <i>Glyphonycteris sylvestris</i> | morcego                    | -  | - DD  |

continua

continuação

| Ordem          | Nome comum                       | Categoria de ameaça  |    |    |
|----------------|----------------------------------|----------------------|----|----|
|                |                                  | Br                   | RS | PR |
| <b>Família</b> |                                  |                      |    |    |
| <b>Espécie</b> |                                  |                      |    |    |
|                | <i>Macrophyllum macrophyllum</i> | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Micronycteris megalotis</i>   | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Mimon bennettii</i>           | morcego              | -  | VU |
|                | <i>Phyllostomus hastatus</i>     | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Tonatia bidens</i>            | morcego              | -  | VU |
|                | <i>Carollia perspicillata</i>    | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Artibeus lituratus</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Artibeus fimbriatus</i>       | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Artibeus obscurus</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Artibeus planirostris</i>     | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Chiroderma doriae</i>         | morcego              | -  | VU |
|                | <i>Chiroderma villosum</i>       | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Platyrrhinus lineatus</i>     | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Pygoderma bilabiatum</i>      | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Sturnira lilium</i>           | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Sturnira tildae</i>           | morcego              | -  | DD |
|                | <i>Vampyressa pusilla</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <b>Noctilionidae</b>             |                      |    |    |
|                | <i>Noctilio albiventris</i>      | morcego-pescador     | -  | -  |
|                | <i>Noctilio leporinus</i>        | morcego-pescador     | -  | -  |
|                | <b>Furipteridae</b>              |                      |    |    |
|                | <i>Furipterus horrens</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <b>Molossidae</b>                |                      |    |    |
|                | <i>Cynomops abrasus</i>          | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eumops auripendulus</i>       | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eumops bonariensis</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eumops glaucinus</i>          | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eumops hansae</i>             | morcego              | -  | VU |
|                | <i>Eumops perotis</i>            | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Molossops temminckii</i>      | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Molossus molossus</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Molossus rufus</i>            | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Nyctinomops laticaudatus</i>  | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Nyctinomops macrotis</i>      | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Tadarida brasiliensis</i>     | morcego              | -  | -  |
|                | <b>Vespertilionidae</b>          |                      |    |    |
|                | <i>Eptesicus brasiliensis</i>    | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eptesicus diminutus</i>       | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Eptesicus fernalis</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Lasiurus blossevillii</i>     | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Lasiurus cinereus</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Lasiurus ega</i>              | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Lasiurus egregius</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Histiotus alienus</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Histiotus montanus</i>        | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Histiotus velatus</i>         | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Myotis albescens</i>          | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Myotis levis</i>              | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Myotis nigricans</i>          | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Myotis riparius</i>           | morcego              | -  | -  |
|                | <i>Myotis ruber</i>              | morcego              | VU | VU |
|                | <b>DD</b>                        |                      |    |    |
|                | <b>Carnivora</b>                 |                      |    |    |
|                | <b>Felidae</b>                   |                      |    |    |
|                | <i>Leopardus colocolo</i>        | gato-palheiro        | -  | EN |
|                | <i>Leopardus geoffroyi</i>       | gato-do-mato-grande  | VU | VU |
|                | <i>Leopardus pardalis</i>        | jaguatirica          | VU | VU |
|                | <i>Leopardus tigrinus</i>        | gato-do-mato-pequeno | VU | VU |
|                | <i>Leopardus wiedii</i>          | gato-maracajá        | VU | VU |
|                | <i>Puma concolor</i>             | onça-parda           | VU | EN |
|                | <i>Puma yagouaroundi</i>         | jaguarundi           | -  | VU |
|                | <b>DD</b>                        |                      |    |    |

continua

continuação

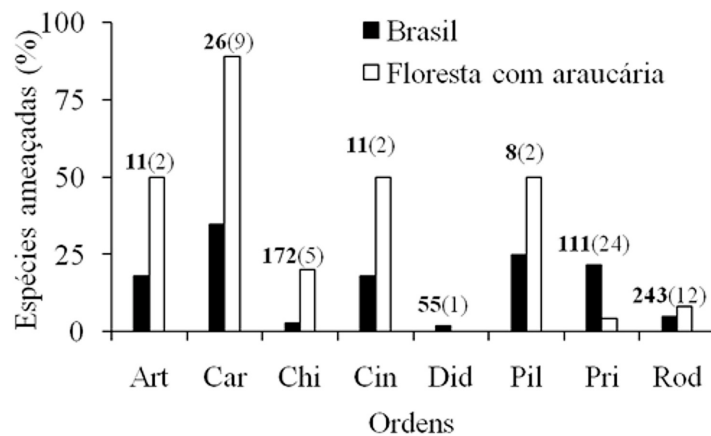
| Ordem                            | Nome comum          | Categoria de ameaça |    |    |
|----------------------------------|---------------------|---------------------|----|----|
|                                  |                     | Br                  | RS | PR |
| <b>Família</b>                   |                     |                     |    |    |
| <b>Espécie</b>                   |                     |                     |    |    |
| <i>Panthera onca</i>             | onça-pintada        | VU                  | CR | CR |
| <b>Canidae</b>                   |                     |                     |    |    |
| <i>Cerdocyon thous</i>           | cachorro-do-mato    | -                   | -  | -  |
| <i>Chrysocyon brachyurus</i>     | lobo-guará          | -                   | CR | EN |
| <i>Lycalopex gymnocercus</i>     | graxaim-do-campo    | -                   | -  | DD |
| <b>Mustelidae</b>                |                     |                     |    |    |
| <i>Lontra longicaudis</i>        | lontra              | VU                  | VU | VU |
| <i>Pteronura brasiliensis</i>    | ariranha            | VU                  | PE | CR |
| <i>Eira barbara</i>              | irara               | -                   | VU | -  |
| <i>Galictis cuja</i>             | furão-pequeno       | -                   | -  | -  |
| <b>Mephitidae</b>                |                     |                     |    |    |
| <i>Conepatus chinga</i>          | zorrilho            | -                   | -  | DD |
| <b>Procyonidae</b>               |                     |                     |    |    |
| <i>Nasua nasua</i>               | quati               | -                   | VU | -  |
| <i>Procyon cancrivorus</i>       | mão-pelada          | -                   | -  | -  |
| <b>Perissodactyla</b>            |                     |                     |    |    |
| <b>Tapiridae</b>                 |                     |                     |    |    |
| <i>Tapirus terrestris</i>        | anta                | -                   | CR | CR |
| <b>Artiodactyla</b>              |                     |                     |    |    |
| <b>Tayassuidae</b>               |                     |                     |    |    |
| <i>Pecari tajacu</i>             | cateto              | -                   | EN | VU |
| <i>Tayassu pecari</i>            | queixada            | -                   | CR | CR |
| <b>Cervidae</b>                  |                     |                     |    |    |
| <i>Mazama americana</i>          | veado-mateiro       | -                   | EN | DD |
| <i>Mazama gouazoubira</i>        | veado catingueiro   | -                   | VU | DD |
| <i>Mazama nana</i>               | veado-da-mão-curta  | VU                  | CR | VU |
| <i>Ozotoceros bezoarticus</i>    | veado-campeiro      | -                   | CR | CR |
| <b>Rodentia</b>                  |                     |                     |    |    |
| <b>Sciuridae</b>                 |                     |                     |    |    |
| <i>Guerlinguetus aestuans</i>    | esquilo, serelepe   | -                   | -  | -  |
| <b>Cricetidae</b>                |                     |                     |    |    |
| <i>Akodon azarae</i>             | rato-do-chão        | -                   | -  | -  |
| <i>Akodon cursor</i>             | rato-do-chão        | -                   | -  | -  |
| <i>Akodon montensis</i>          | rato-do-chão        | -                   | -  | -  |
| <i>Akodon paranaensis</i>        | rato-do-chão        | -                   | -  | -  |
| <i>Akodon serrensis</i>          | rato-do-chão        | -                   | -  | -  |
| <i>Bucepattersonius iheringi</i> | rato                | -                   | -  | -  |
| <i>Drymoreomys albimaculatus</i> | rato                | -                   | -  | -  |
| <i>Delomys dorsalis</i>          | rato-do-mato        | -                   | -  | -  |
| <i>Delomys sublineatus</i>       | rato-do-mato        | -                   | -  | -  |
| <i>Deltamys kempii</i>           | rato-do-delta       | -                   | -  | -  |
| <i>Euryoryzomys russatus</i>     | rato                | -                   | -  | -  |
| <i>Holochilus brasiliensis</i>   | rato-d'água         | -                   | -  | -  |
| <i>Juliomys pictines</i>         | rato-da-árvore      | -                   | -  | -  |
| <i>Juliomys sp.</i>              | rato-da-árvore      | -                   | -  | -  |
| <i>Lundomys molitor</i>          | rato                | -                   | -  | -  |
| <i>Necomys lasiurus</i>          | pixuna              | -                   | -  | -  |
| <i>Nectomys squamipes</i>        | rato-d'água         | -                   | -  | -  |
| <i>Oligoryzomys flavescens</i>   | camundongos-do-mato | -                   | -  | -  |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i>     | rato-catingueiro    | -                   | -  | -  |
| <i>Oxymycterus delator</i>       | rato-do-brejo       | -                   | -  | -  |
| <i>Oxymycterus judex</i>         | rato-mineiro        | -                   | -  | -  |
| <i>Oxymycterus nasutus</i>       | rato-do-brejo       | -                   | -  | -  |
| <i>Rhipidomys mastacalis</i>     | rados-da-árvore     | -                   | -  | -  |
| <i>Scapteromys tumidus</i>       | rato-do-brejo       | -                   | -  | -  |
| <i>Sooretamys angouya</i>        | rato                | -                   | -  | -  |
| <i>Thaptomys nigrita</i>         | pitoco              | -                   | -  | -  |
| <i>Wilfredomys oenax</i>         | rato-do-mato        | CR                  | -  | -  |
| <b>Caviidae</b>                  |                     |                     |    |    |
| <i>Cavia aperea</i>              | preá                | -                   | -  | -  |

continua

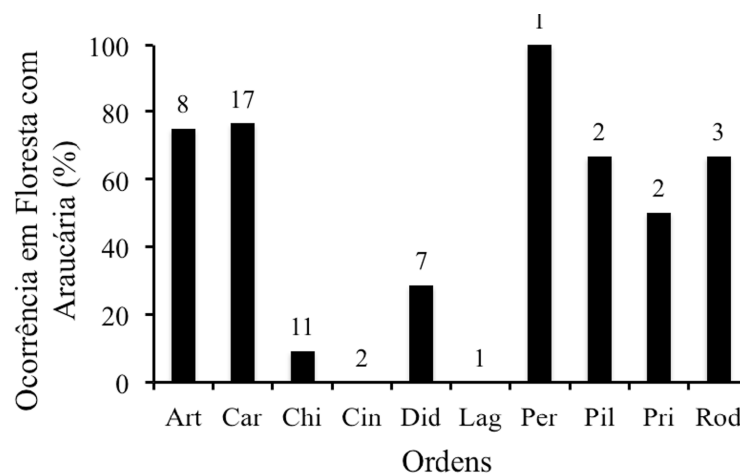


conclusão

| Ordem                            | Nome comum       | Categoria de ameaça |    |    |
|----------------------------------|------------------|---------------------|----|----|
|                                  |                  | Br                  | RS | PR |
| <b>Família</b>                   |                  |                     |    |    |
| <b>Espécie</b>                   |                  |                     |    |    |
| <i>Cavia magna</i>               | preá             | -                   | -  | -  |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | capivara         |                     |    |    |
| Cuniculidae                      |                  |                     |    |    |
| <i>Cuniculus paca</i>            | paca             | -                   | EN | -  |
| Dasyproctidae                    |                  |                     |    |    |
| <i>Dasyprocta azarae</i>         | cutia            | -                   | VU | -  |
| Erethizontidae                   |                  |                     |    |    |
| <i>Sphigurus spinosus</i>        | ouriço-caixeiro  | -                   | -  | -  |
| Echimyidae                       |                  |                     |    |    |
| <i>Kannabateomys amblyonyx</i>   | rato-da-taquara  | -                   | -  | -  |
| <i>Phyllomys dasythrix</i>       | rato-de-espinho  | -                   | -  | -  |
| <i>Phyllomys sulinus</i>         | rato-de-espinho  | -                   | -  | -  |
| <i>Euryzgomatomys spinosus</i>   | guirá-do-rio     | -                   | -  | -  |
| Myocastoridae                    |                  |                     |    |    |
| <i>Myocastor coypus</i>          | ratão-do-banhado | -                   | -  | -  |



**Figura 3.** Porcentagem do número de espécies ameaçadas de cada Ordem de mamíferos que ocorre no Brasil em relação ao total de espécies da Ordem e proporção do total de espécies ameaçadas (para cada Ordem) com ocorrência confirmada na Floresta com Araucária da região sul do país. São apresentadas somente as Ordens que possuem espécies consideradas oficialmente ameaçadas no País (Fonte: Lista de espécies ameaçadas brasileiras; Machado *et al.*, 2008). Os números acima das barras indicam o número total de espécies reconhecido para cada Ordem no Brasil (negrito) e o número de espécies ameaçadas reconhecido para a Ordem (entre parêntesis). Códigos das Ordens como na Fig. 1.



**Figura 4.** Porcentagem do número de espécies ameaçadas que ocorrem em áreas de Floresta com Araucária em relação ao total de espécies para cada Ordem de mamíferos que constam nas listas oficiais de espécies ameaçadas do Rio Grande do Sul ou do Paraná. Os números acima das barras indicam o número total de espécies consideradas regionalmente ameaçadas de cada Ordem. Para o Paraná, foram consideradas também as espécies para as quais não há dados suficientes (DD) (Fonte: Rio Grande do Sul - Fontana *et al.*, 2003 e Paraná - Tossulino *et al.*, 2006). Códigos das ordens como na Fig. 1.

### Ameaças à Floresta com Araucária e ações para a conservação da mastofauna

Como já foi dito, a destruição das áreas nativas de Floresta com Araucária com certeza tem comprometido várias espécies que mamíferos que ocorrem ou ocorriam na região. Além da perda de habitat, a introdução de espécies exóticas está entre as principais ameaças para a manutenção da biodiversidade, pois pode causar doenças, predação e competição direta por recursos com espécies nativas, promovendo a diminuição de suas densidades populacionais (Vitousek *et al.*, 1996). Esse pode ser o caso da lebre *Lepus europaeus*, espécie exótica, que mesmo ocorrendo preferencialmente em áreas abertas pode competir com o tapeti, *Sylvilagus brasiliensis*, espécie de menor porte que pode ocorrer tanto em áreas fechadas como abertas (Eisenberg e Redford, 1999). Isso porque a lebre é capaz de se deslocar por distâncias maiores, tem período reprodutivo mais longo, vários nascimentos anuais e desenvolvimento da prole mais rápido em relação à *S. brasiliensis* (Corbet, 1983). O tapeti é considerado ameaçado no Paraná (Tabela 1), mas seu estado de conservação no Rio Grande do Sul ainda é incerto, de modo que estudos com essa espécie são necessários para uma avaliação mais robusta.

A introdução de outros animais exóticos (e.g. gado bovino, porcos, javalis, gatos e cães domésticos) é igualmente fonte de ameaça para a fauna de mamíferos. Embora ainda não existam estudos que avaliem o impacto causado pelo pisoteio e consumo das sementes e plântulas por animais maiores (e.g. vacas, porcos), este com certeza é alto. No Parque Nacional dos Aparados da Serra, por exemplo (uma das mais importantes unidades de conservação com Floresta com Araucária, com cerca de 10.000 ha), há claros sinais de degradação da floresta causada pelo livre acesso do gado bovino e de porcos selvagens (E.M.Vieira, obs. pess.). Outras consequências de animais exóticos, como os cães e gatos, são a transmissão potencial de doenças e caça da fauna silvestre (Fontana *et al.*, 2003), possivelmente exercendo também um forte efeito nocivo sobre os mamíferos da Floresta com Araucária.

Para a Floresta com Araucária, não há registros de espécies de mamíferos exclusivas dessa formação. A maioria das espécies dessa formação também ocorre nos biomas Mata Atlântica, Campos Sulinos, entre outras formações adjacentes. No entanto, a FA agrega componentes tanto da Floresta Atlântica típica do sudeste (e.g. a cuíca-de-quatro olhos *Philander frenatus*) como espécies com distribuição mais austral, mas que ocorrem também na FA (e.g. o tatu-mulita *Dasypus hybridus*). Isso faz com que a composição masto-faunística dessa fitofisionomia seja única. Além disso, sabe-se que há fortes indícios da ocorrência de espécies ainda não formalmente descritas associadas às áreas campestres e florestais dessa formação, incluindo roedores representantes dos gêneros *Juliomys*, *Scapteromys* e *Deltamys* (Christoff *et al.*, 2009; Paresque *et al.*, 2009; EMV, dados não publicados). Esses fatores, associados à ocorrência das espécies de mamíferos ameaçadas, faz com que a manutenção e recuperação de áreas de Floresta com Araucária sejam extremamente relevantes para a conservação desses animais.

A alteração na composição das comunidades de mamíferos decorrente da fragmentação e de outras perturbações que ocorrem nas áreas de Floresta com Araucária pode trazer outros efeitos menos perceptíveis a curto prazo mas igualmente impactantes para a própria conservação dessas áreas em escala de tempo maiores. Pequenos fragmentos podem não ser adequados para manter espécies como as cutias (genero *Dasyprocta*), por exemplo, de hábito diurno e relativamente susceptíveis à pressão de caça (Catzefflis *et al.*, 2011). Com isso, os serviços ambientais prestados por essa espécie, eficaz dispersora dos pinhões (JF Ribeiro, obs. pess.), deixam de ser prestados. Isso pode comprometer, a médio e longo prazo, o próprio recrutamento da araucária nessas áreas. Pois além da ausência de um dos dispersores naturais da espécie, os pinhões estariam ainda sujeitos a altas taxas de predação, principalmente por pequenos roedores, geralmente ainda abundantes em fragmentos (como discutido em Iob e Vieira, 2008).

A definição de medidas eficazes para a conservação dos mamíferos associados à FA esbarra na própria falta de conhecimento científico sobre muitas das espécies. Para o Rio Grande do Sul, por exemplo, há a indicação de não haver dados suficientes para a indicação do grau de ameaça (espécies "DD") para 18 espécies de mamíferos, o que representa 54% das espécies consideradas oficialmente ameaçadas (Fontana *et al.* 2003). No entanto, algumas ações com certeza contribuiriam para a conservação da mastofauna associada a essa fitofisionomia. A principal seria o aumento das áreas de FA efetivamente protegidas, combinado com uma proteção eficaz das mesmas. Além disso, a remoção e controle de espécies exóticas, o manejo adequado dos pinhões, considerando também o consumo desses pelos animais silvestres, também seriam medidas que contribuiriam para essa conservação.

## REFERÊNCIAS

- Anderson HM e Anderson JM (1998) The heyday of the gymnosperms: was it to be found in the late triassic? In abstracts of Gondwana 10: event stratigraphy of Gondwana. *Journal of African Earth Science* 27:5-6.
- August PV (1983) The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495-1507.
- Backes A (1999) Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil – II. *Botânica* 19:31-51.
- Backes A (2009) Distribuição geográfica atual da floresta com araucária: condicionamento climático. In: Fonseca CR, Souza A, Leal-Zanchet AM, Backes A e Ganade G (eds) *Floresta com araucária ecologia, conservação e desenvolvimento*

sustentável. 1ª edição. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp 39-44.

Bonvicino CR e Otazu I (1999) The *Wilfredomys pictipes* (Rodentia, Sigmodontinae) karyotype with comments on the karyosystematics of Brazilian Thomasomyini. *Acta Theriologica* 44:329-332.

Bonvicino CR, de Oliveira JA e D'Andrea PS (2008) Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. 1ª edição. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, Rio de Janeiro, 122 pp.

Bonvicino CR, Lindbergh SM e Maroja LS (2002) Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62:765-774.

Cáceres NC (2004) Occurrence of hence *Conepatus chinga* (Molina) (Mammalia, Carnivora, Mustelidae) and other terrestrial mammals in the Serra do Mar, Paraná Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21:577-579.

Cademartori CV, Marques RV e Pacheco SM (2008) Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias* 10:187-194.

Carter SK e Rosas FCW (1997) Biology and conservation of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review* 27:1-26.

Carvalho PER (1994) Espécies Florestais Brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Florestas. Embrapa-CNPQ, Colombo.

Catzefflis F, Patton J, Percequillo A, Bonvicino C e Weksler M (2008) *Dasyprocta azarae*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acessado em 15/03/2012.

Cherem JJ, Simões-Lopes PC, Althoff S e Graipel ME (2004) Lista dos mamíferos do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología Neotropical* 11:151-184.

Christoff AU, Lima J e Jung DMH (2009) Mamíferos não-voadores da Floresta com Araucária e áreas adjacentes no Rio Grande do Sul: ênfase em roedores e suas adaptações ao habitat. In: Fonseca CR, Souza A, Leal-Zanchet AM, Backes A e Ganade G (eds) Floresta com Araucária Ecologia, Conservação e desenvolvimento Sustentável. 1ª edição. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp 171-184.

Corbet GB (1983) A review of the classification in the family Leporidae. *Acta Zoologica Fennica* 174:11-15.

Costa LP, Leite YLR, Mendes SL e Ditchfield AD (2005) Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19:672-679.

Couto RG (2004) Atlas de conservação da natureza brasileira unidades federais. 1ª edição, Metalivros, São Paulo, 335 pp.

DeMatteo KE e Loiselle BA (2008) New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): evaluating its quality of protection and directing research efforts. *Biological Conservation* 141:2494-2505.

Dinerstein E, Olson JM, Graham DJ, Webster AL, Priim SA, Bookender MP e Ledec G (1995) Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y El Caribe. Fondo Mundial para la Naturaleza, Banco Mundial, Washington.

Eisenberg JF (1981) The mammalian radiation: an analysis of trends in evolution, adaptation and behavior. Chicago, University Chicago Press, 610 pp.

Eisenberg JF e Redford KH (1999) Mammals of the neotropic: the central Neotropics vol.3, University Of Chicago Press, 624 pp.

Emmons LH (1987) Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271-283.

Emmons LH e Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago, 396 pp.

Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pickett EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB, Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R e Wardle DA (2011) Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333:303-306.

Farjon A (2006) *Araucaria angustifolia*. In: IUCN 2006. 2006 IUCN Red list of threatened species. Disponível em: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).

Ferreira AG e Handro W (1979) Aspects of seed germination in *Araucaria angustifolia*. *Revista Brasileira de Botânica* 2:7-13.

Fonseca GAB, Herrmann G, Leite YLR, Mittermeier RA, Rylands AB e Patton JL (1996) Lista anotada dos mamíferos brasileiros. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.

Fontana CS, Bencke GA e Reis RE (2003) Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, 632 pp.

Freitas TRO (2006) Cytogenetics status of four *Ctenomys* species in the south of Brazil. *Genetica* 126:227-235.

Gardner AL (2007) Mammals of South America. 1ª edição, The University of Chicago Press, Chicago, 669 pp.

Guérin C e Faure M (2009) The Cervidae (Mammalia, Artiodactyla) of the upper pleistocene/lower holocene deposits of the serra da Capivara National Park region (Piauí, Brazil). *Geobios* 42:169-195.

- Guerra MP, Silveira V, Reis MS e Schneider L (2002) Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Simões LL e Lino CF (eds.) Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais. Senac, São Paulo, pp 85-102.
- Haag T, Santos AS, Sana DA, Morato RG, Cullen Jr L, Crawshaw Jr PG, De Angelo C, Di Bitetti MS, Salzano FM e Eizirik E (2010) The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology* 19:4906-4921.
- Hoffmann FG, Lessa EP e Smith MF (2002) Systematics of *Oxymycterus* with description of a new species from Uruguay. *Journal of Mammalogy* 83:408-420.
- Ibama (2011) <http://www.ibama.gov.br/>(janeiro 2, 2011).
- Ibge (2011) <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias> (janeiro 2, 2011).
- Indrusiak C e Monteiro SA (2009) **Unidades de conservação na área de distribuição da Araucária**. In: Fonseca CR, Souza A, Leal-Zanchet AM, Backes A e Ganade G (eds) Floresta com Araucária ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. 1ª edição. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp 253-266.
- Iob G e Vieira EM (2008) Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals. *Plant Ecology* 198:185-196.
- Kindel EAI (1996) Padrões de dispersão e disposição espacial de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze e suas relações com aves e mamíferos na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. Msc. thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil.
- Lamberts AVDH (2003) Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em matas nativas e plantação de *Pinus eliotti* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. Msc. thesis, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil.
- Lewinsohn TM e Prado PI (2002) Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual de conhecimento. Ministério do Meio Ambiente, Conservation International do Brasil. Editora Contexto, São Paulo, Brazil, 176 pp.
- Liebsch D e Mikich SB (2009) Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32:375-391.
- Lima AR e Capobianco JPR (1997) Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação. Documentos do ISA n. 004. Instituto Sócio Ambiental, Brasília.
- Machado ABM, Drummond GM e Paglia AP (2008) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1ª edição. MMA Fundação Biodiversitas, Brasília, 1420 pp.
- Mahler JKF e Larocca JF (2009) Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: Fonseca CR, Souza A, Leal-Zanchet AM, Backes A e Ganade G (eds) Floresta com Araucária ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. 1ª edição. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp 243-252.
- Mähler JKF e Schneider M (2003) Ungulados. In: Fontana CS, Bencke GA e Reis RE (eds.) Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. 1ª edição. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, pp 547-565.
- Mantovani A, Morellato LPC e Reis MS (2004) Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntzel. *Revista Brasileira Botânica* 27:787-796.
- Marinho-Filho J e Sazima I (1998) Brazilian bats and conservation biology a first survey. In: Kunz TH e Racey PA (eds.) Bat biology and conservation . 1ª edição. Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp 282-294.
- Mattos JR (1994) O pinheiro brasileiro. 2ª ed. Artes Gráficas Princesa, Lages, pp. 225.
- Medellín RA e Arita HT (1989) *Tonatia evotis* and *Tonatia silvicola*. *Mammalian Species* 334:1-5.
- Mikich SB e Bérnils RS (2004) Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Paraná, pp. 763.
- Miranda JMD e Passos FC (2004) Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21:821-826.
- Mittermeier RA, Gil PR e Mittermeier CG. 1997. Megadiversity: earth's biologically wealthiest nations. CEMEX, Conservation International, Agrupación Sierra Madre, Cidade do México, 501 pp.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB e Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Negrelle RRB e Leuchtenberger R (2001) Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Ponta Grossa, PR. *Floresta* 31:42-51.
- Oliveira JM e Pillar VD (2004) Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria Forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197-202.
- Oliveira-Filho AT e Fontes MAL (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Paine RT (1980) Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology* 49:666-685.

- Paise G e Vieira EM (2005) Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28:615-625.
- Paresque R, Christoff AU e Fagundes V (2009) Genetics and molecular biology karyology of the Atlantic forest rodent *Juliomys* (Cricetidae): A new karyotype from southern Brazil. *Genetica and Molecular Biology* 32:301-305.
- Patterson BD (2000) Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions* 6:145-151.
- Percequillo AR, Weksler M e Costa LP (2011) A new genus and species of rodent from the Brazilian Atlantic Forest (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with comments on oryzomyine biogeography. *Zoological Journal of the Linnean Society* 161:357–390.
- Pillar VP (2003) Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: Claudino-Sales V (ed) *Ecosistemas Brasileiros: manejo e conservação*. 1ª edição, Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, pp 209-216.
- Pinto LP, Bedê L, Paese A, Fonseca M, Paglia A e Lamas I (2006) Mata Atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: Rocha CFD (ed) *Biologia da conservação: essências*. 1ª edição, Rima, São Carlos, pp 69-96.
- Redford KH (1992) The empty forest. *Bioscience* 42, 412-424.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA e Lima IP (2006) *Mamíferos do Brasil*. 1ª edição, Londrina, 437 pp.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA e Lima IP (2007) *Morcegos do Brasil*. 1ª edição, Londrina, 253 pp.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA e Lima IP (2011) *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição, Londrina, 439 pp.
- Rosas FCW, Colares EP, Colares IG e da Silva VMF (1991) Mamíferos aquáticos da Amazônia Brasileira. In: Val AL, Figliuolo R e Feldberg E (ed) *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento do Amazônia: Fatos e Perspectivas*. 1ª edição. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, pp. 405-41.
- Rostaldt J (1991) Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird population: conceptual issues e the evidence. *Biological Journal Linnean Society* 41:149-163.
- Solórzano-Filho JA (2001) Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* em uma população relictual em Campos do Jordão, SP. Msc. thesis, Universidade de São Paulo, Brazil.
- SOS Mata Atlântica. 20011. Atlas de remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2008-2010. Fundação SOS Mata Atlântica Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo. Acesso: [http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas\\_2008-10\\_relatorio%20final\\_versao2\\_julho2011.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2008-10_relatorio%20final_versao2_julho2011.pdf)
- Taddei VA e Uieda W (2001) Distribution and morphometrics of *Natalus stramineus* from South America (Chiroptera, Natalidae) *Iheringia* 91:123-132.
- Tavares WC, Pessôa LM e Gonçalves PR (2011) New species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). *Journal of Mammalogy* 92:645-658.
- Teixeira MB, Coura Neta AB, Pastores U and Rangel Filho ARL (1986) Vegetação. In: IBGE Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro, pp. 541-632.
- Terborgh J, FeeleyK, Silman M, Nunez P e Balukjian B (2006)Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94:253-263.
- Terborgh J, Lopez L, Nunez PV, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler GH, Lambert TD e Balbas L (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926.
- Tossulino MGP, Patrocínio DNM and Campos JB (2006) Fauna do Paraná em extinção. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 272 pp.
- Veloso HP, Rangel-Filho L e Lima JC (1991) Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro, 123 pp.
- Vié JC, Hilton-Taylor C e Stuart SN (2009) Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland: IUCN, 180 pp.
- Vieira EM e Iob G (2009) Dispersão e predação de sementes de *Araucaria angustifolia*. In: Fonseca CR, Souza A, Leal-Zanchet AM, Backes A e Ganade G (eds) *Floresta com Araucária ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. 1ª edição. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp 85-96.
- Vieira EM, Ribeiro JF e Iob G (2011) Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) by small rodents in two areas with contrasting seed densities in the Brazilian Araucaria Forest. *Journal of Natural History* 45:843-854.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL e Westbrooks R (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84:468-478.
- Voss R e Emmons LH (1996) Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-115.
- Wieczkowski J (2004) Ecological correlates of abundance in the Tana mangabey (*Cercocebus galeritus*). *American Journal of Primatology* 63:125–138.