

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
MANEJO DA VIDA SILVESTRE

DANIELLA TEIXEIRA DE REZENDE

**Modelos aplicados ao estudo de mamíferos deficientes em dados no
Brasil: identificação de áreas para amostragem e estimativa de custos
para obtenção de informações**

Belo Horizonte
2013

DANIELLA TEIXEIRA DE REZENDE

**Modelos aplicados ao estudo de mamíferos deficientes em dados no Brasil:
identificação de áreas para amostragem e estimativa de custos para obtenção de
informações**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Coorientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Belo Horizonte
2013

AGRADECIMENTOS

Ao Adriano Paglia por aceitar me orientar durante esses dois anos de mestrado e pelas oportunidades que me ofereceu durante este tempo que trabalhamos juntos.

Ao Paulo De Marco, que apesar da correria esteve disposto a me co-orientar e pelo interesse em discutir sobre os modelos de distribuição.

À CAPES pela bolsa de estudos, sem a qual não seria possível a realização do mestrado na UFMG.

Aos membros da banca avaliadora, que aceitaram avaliar este trabalho. Sei que foi difícil conciliar a data de todos para a defesa, mas agradeço o interesse que demonstraram desde o momento em que fiz o convite.

À Cláudia Costa “Cacau” (PUC) e Juliana Barros (MZUSP) por me receberem nas coleções, e aos diversos pesquisadores que foram a campo e coletaram indivíduos das espécies contempladas neste estudo. Sem esses dados seria impossível a realização deste trabalho. Agradeço também aos pesquisadores que estiveram sempre disponíveis a informar dados mais precisos sobre as espécies, ou em passar a localidade de registros que não constavam em publicações.

Aos pesquisadores que desenvolveram os softwares OpenModeller, DIVA-GIS e Zonation e os disponibilizam gratuitamente. Toda a metodologia do primeiro capítulo foi baseada nestes softwares.

Ao Ubirajara de Oliveira “Bira” pelas valiosas dicas de Arc-GIS que facilitaram muito o meu trabalho. Agradeço também pela disponibilidade de discutir sobre os resultados dos modelos de distribuição, sobre as análises dos modelos, e por me ensinar sobre o uso de alguns softwares com os quais eu ainda não estava familiarizada.

À Priscila Dias, Valéria Tavares e Hani El Bizri pelas informações sobre valores de embarcações e barqueiros na região norte do país.

A todos do “extinto” grupo de discussão de modelos de distribuição de espécies, que trouxeram várias questões interessantes para serem debatidas e que acrescentaram em muito para a realização deste trabalho.

À Priscila Lemes por sempre estar disposta a tirar minhas dúvidas sobre priorização espacial quando eu fazia umas visitas à UFG.

A todos do Laboratório de Mastozoologia da UFMG, que foi onde passei a maior parte do tempo. Obrigada por sempre mostrarem interesse no trabalho que eu estava desenvolvendo e por tudo que me ensinaram. Aprendi muito com vocês.

Ao Daniel Paiva “Jesus” por revisar minha dissertação com tanta cautela e pelas diversas sugestões que foram muito úteis. Sei que estava disposto a ler quantas vezes fosse necessário, mas não quis abusar da sua boa vontade.

À Dani e Ligi, pela grande amizade! Obrigada por me ajudarem com o que fosse necessário. Por me aguentarem reclamando que meus modelos estavam dando errado, e acreditarem que no final daria certo. E claro, pelos momentos de descontração, tanto nos intervalos para café, quanto fora da faculdade.

Agradeço especialmente à minha família. Sei que o que vocês mais queriam é que eu estive por perto, mas ainda assim sempre me apoiaram em todas as minhas escolhas. Aos meus pais, José Onório e Solimar, muito obrigada pelos ensinamentos e pelo exemplo que são para mim. Aos meus irmãos, Isabella e Gabriel, obrigada pelo incentivo sempre.

Ao Ivan, que é uma pessoaal muito especial para mim. Obrigada por ser tão paciente comigo durante esse tempo do mestrado, principalmente na etapa final. E por estar sempre ao meu lado para tudo o que eu precisasse. Pode ter certeza que você foi uma das coisas mais importantes que me aconteceram nesse tempo.

“The last word in ignorance is the man who says of an animal or plant: ‘What good is it?’ If the land mechanism as a whole is good, then every part is good, whether we understand it or not”

Aldo Leopold

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências Bibliográficas	3
Apêndices	4
CAPÍTULO I: Modelos aplicados ao estudo de espécies ‘Deficientes em Dados’ - identificação de áreas para amostragem e estimativa de custos para obtenção de informações.	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO	10
MATERIAL E MÉTODOS	13
Área de estudo	13
Espécies selecionadas para o estudo e registros de ocorrência	14
Variáveis ambientais	15
Algoritmos de modelagem	16
Avaliação dos modelos e seleção de ponto de corte	16
Algoritmos de priorização espacial e seleção de áreas para coleta	17
Caracterização das áreas de coleta	18
RESULTADOS	18
DISCUSSÃO	35
Modelos de distribuição para busca por novas populações	35
Priorização espacial e planejamento de coletas	36
Áreas de importância biológica em Minas Gerais	37
Busca por novos registros de espécies Deficientes em Dados	38
CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APÊNDICES	48
CAPÍTULO II: Estimativa de custo para avaliação do estado de conservação de mamíferos ‘Deficientes em Dados’ no Brasil	52
RESUMO	53
ABSTRACT	54
INTRODUÇÃO	55

MATERIAL E MÉTODOS	56
Seleção de espécies	56
Modelo para estimativa de custos	57
RESULTADOS	58
DISCUSSÃO	61
CONCLUSÃO	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
APÊNDICES	69

Introdução Geral

A lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN Red List - <http://www.iucnredlist.org/>) é uma ferramenta importante e muito utilizada na biologia da conservação. É hoje o método mais utilizado para avaliar o estado de conservação das espécies, e seus resultados são utilizados como base para a elaboração de planos de manejo, conservação, monitoramento e para decisões em políticas públicas de meio ambiente (Pfab et al., 2011; Loyola et al., 2009; González-Mancebo et al., 2012; McCarthy et al., 2012).

As espécies eram classificadas, até 1994, com base na opinião de especialistas, sem nenhum critério claro para a categorização em níveis de ameaça, quando a IUCN (IUCN, 1994) passou a adotar métodos quantitativos e qualitativos, baseando-se em dados populacionais e de distribuição para classificar as espécies em diferentes categorias de acordo com o risco de extinção das mesmas.

Com essa nova proposta notou-se que algumas espécies, mesmo avaliadas sob todos os critérios, não poderiam ser classificadas quanto ao seu nível de ameaça devido à insuficiência de dados. Para casos como este foi criada então a categoria ‘Deficiente em Dados’ (DD). Abaixo segue a definição desta categoria segundo a IUCN (1994):

“Quando os dados são insuficientes para atribuir uma categoria, a categoria de ‘Deficiente em Dados’ deve ser adotada. No entanto, é importante reconhecer que esta categoria indica que os dados são inadequados para determinar o grau de ameaça enfrentado pelo taxon, não necessariamente que o taxon é pouco conhecido (...). A categoria ‘Deficiente em Dados’ não é uma categoria de ameaça, embora indique uma necessidade de obter mais informações sobre o taxon pra determinar sua classificação apropriada.”

A IUCN (1994) ressalta ainda que “espécies listadas nessa categoria não devem ser tratadas como não ameaçadas, e talvez seja apropriado dar a elas o mesmo grau de proteção de taxa ameaçados, até que possam ser classificadas”. Para uma avaliação do estado de conservação dessas espécies, seguindo os critérios da IUCN, novas informações devem ser obtidas, principalmente sobre distribuição, e tamanho e tendências populacionais.

Na ‘Lista Vermelha’ de 2008, a IUCN reconhece 107 espécies e uma subespécie de mamíferos DD para o Brasil. Dessas, até o ano de 2012, uma espécie foi sinonimizada (*Pecari maximus* van Roosmalen, Frenz, Hooft, de Jongh & Leirs, 2007 sin. de *P.tajacu* (Linnaeus, 1758)), outra foi considerada como inexistente no Brasil (*Ctenomys brasiliensis* Blainville, 1826), e uma última foi reavaliada em 2011 e classificada como ‘Criticamente Ameaçada’ devido a perda de habitat (*Monodelphis unistriata* (Wagner, 1842)). O cenário que temos hoje então é de 104 espécies DD e 1 subespécie, com 25 mamíferos aquáticos, e das espécies terrestres a maior parte (69 espécies) é composta por mamíferos de pequeno porte (morcegos, roedores e marsupiais).

Em uma revisão que fiz até início de 2012, para mamíferos terrestres DD ocorrendo no Brasil, encontrei 241 artigos publicados, resultando em um média de 3 artigos por espécie. A maior parte deste total de artigos, no entanto, foi publicado para espécies de grande porte, como *Mazama nana* com 62 artigos e *Lontra longicaudis* com 34 artigos. Tirando essas espécies, ficaria uma média de 2 artigos para cada uma das outras 77 espécies DD (Apêndice A). A relação entre o número de estudos com informações úteis para uma avaliação pela Lista Vermelha da IUCN, e o tempo de descrição da espécie é fraca ($p>0.05$; $r=0.22$), indicando que não está havendo um aumento de informações para as espécies DD ao longo dos anos. A última avaliação da IUCN foi realizada em 2008, e várias espécies provavelmente serão classificadas como DD em uma nova avaliação da IUCN como consequência de espécies descritas recentemente e ainda não avaliadas (Paglia et al., 2012).

O objetivo deste estudo foi desenvolver métodos para planejamento de pesquisas com espécies DD, no intuito de obter novas informações que permitam avaliar o estado de conservação dessas espécies frente aos critérios propostos pela IUCN. No primeiro capítulo, utilizei modelos de distribuição potencial de espécies e algoritmos de priorização espacial para indicar áreas para amostragem de espécies de pequenos mamíferos DD ocorrendo no estado de Minas Gerais. O segundo capítulo é uma estimativa de custo para estudo de espécies DD no Brasil, indicando tanto a distribuição destes custos como os locais onde estes custos são mais elevados. As estimativas são para estudos em campo, para a busca por informações que permitam uma avaliação das espécies pelos critérios da Lista Vermelha da IUCN. Para isto, construí um modelo para estimar custos que pode ser aplicado a qualquer situação de estudos em campo, e para qualquer espécie.

Referências Bibliográficas

- IUCN. 1994. *IUCN Red List Categories*. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 30 pp.
- González-Mancebo, J.M., Dirkse, G.M., Patiño, J., Romaguera, F., Werner, O., Ros, R.M., Martín, J.L. 2012. Applying the IUCN Red List criteria to small-sized plants on oceanic islands: conservation implications for threatened bryophytes in the Canary Islands. *Biodiversity Conservation* 21, 3613-3636.
- Loyola, R.D., Kubota, U., Fonseca, G.A.B., Lewinsohn, T.M. 2009. Key neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodiversity Conservation* 18, 2017-2031.
- McCarthy, D.P., Donald, P.F., Scharlemann, J.P.W., Buchanan, G.M., Balmford, A., Green, J.M.H., Bennun, L.A., Burgess, N.D., Fishpool, L.D., Garnett, S.T., Leonard, D.L., Maloney, R.F., Morling, P., Schaefer, H.M., Symes, A., Wiedenfeld, D.A., Butchart, S.H.M. 2012. Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: current spending and unmet needs. *Science* 338, 946-949.
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. da C., Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2ª Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.
- Pfab, M.F., Victor, J.E., Armstrong, A.J. 2011. Application of the IUCN Red Listing system to setting species targets for conservation planning purposes. *Biodiversity Conservation* 20, 1001-1012.

Apêndices

Apêndice A. Espécies de mamíferos terrestres classificadas como ‘Deficientes em Dados’ no Brasil, número de artigos encontrados em revistas indexadas, e número de artigos com informações de taxonomia, distribuição e tamanho e tendências populacionais

Espécie	nº de artigos	taxonomia	distribuição	populacional
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers 1818)	34	-	12	-
<i>Mazama americana</i> (Erxleben 1777)	62	-	2	1
<i>Mazama nana</i> (Hensel 1872)	9	-	2	1
<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck 1827)	7	-	2	-
<i>Cynomops paranus</i> (Thomas 1901)	4	1	3	-
<i>Diclidurus ingens</i> Hernandez-Carnacho 1955	3	-	3	-
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood 1915	3	-	2	-
<i>Glossophaga longirostris</i> Miller 1898	21	1	-	4
<i>Glyphonycteris behnii</i> (Peters 1865)	1	-	-	-
<i>Histiotus alienus</i> Thomas 1916	0	-	-	-
<i>Histiotus velatus</i> (I. Geoffroy 1824)	6	-	-	-
<i>Lasiurus castaneus</i> Handley 1960	2	-	2	-
<i>Lasiurus ebenus</i> Fazzolari-Corrêa 1994	1	1	-	-
<i>Lasiurus egregius</i> (Peters 1870)	0	-	-	-
<i>Lonchophylla bokermanni</i> Sazima, Vizotto & Taddei 1978	3	-	-	-
<i>Lonchorhina inusitata</i> Sazima, Vizotto & Taddei 1978	0	-	-	-
<i>Micronycteris brosetti</i> Simmons & Voss 1998	2	-	1	-
<i>Micronycteris sanborni</i> Simmons 1996	5	-	2	-
<i>Molossops neglectus</i> Williams & Genoways 1980	8	-	6	-
<i>Myotis simus</i> Thomas 1901	4	3	1	-
<i>Rhoogeessa hussoni</i> Genoways & Baker 1996	1	-	1	-
<i>Saccopteryx gymnura</i> Thomas 1901	3	-	2	-
<i>Sphaeronycteris toxophyllum</i> Peters 1882	1	-	1	-
<i>Thyroptera devivoi</i> Gregorin, Gonçalves, Lim & Engstrom 2006	1	-	-	-
<i>Tonatia bidens</i> (Spix 1823)	9	2	2	-
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner 1843)	10	1	2	-
<i>Xeronycteris vieirai</i> Gregorin & Ditchfield 2005	1	1	-	-
<i>Cryptonanus agricolai</i> (Moojen 1943)	4	1	-	-
<i>Cryptonanus guahybae</i> (Tate 1931)	2	1	-	-
<i>Gracilinanus emiliae</i> (Thomas 1909)	6	2	1	-
<i>Monodelphis iheringi</i> (Thomas 1888)	2	1	-	-
<i>Monodelphis maraxina</i> (Thomas 1923)	1	1	-	-
<i>Monodelphis rubida</i> (Thomas 1899)	2	1	-	-
<i>Monodelphis theresa</i> Thomas 1921	2	-	1	-
<i>Callicebus stehennashi</i> van Roosmalen, van Roosmalen & Mittermeier 2002	0	-	-	-
<i>Mico acariensis</i> (van Roosmalen, van Roosmalen, Mittermeier & Rylands 2000)	0	-	-	-
<i>Mico chrysoleucus</i> (Wagner 1842)	0	-	-	-

Apêndice A. (continuação)

Espécie	nº de artigos	taxonomia	distribuição	populacional
<i>Mico emiliae</i> (Thomas 1920)	2	2	-	-
<i>Mico humeralifer</i> (E.Geoffroy & Humboldt 1812)	0	-	-	-
<i>Mico marcai</i> (Alperin 1993)	0	-	-	-
<i>Mico nigriceps</i> (Ferrari & Lopes 1992)	1	1	-	-
<i>Akodon lindberghi</i> Hershkovitz 1990	8	1	-	-
<i>Akodon mystax</i> Hershkovitz 1998	1	-	-	-
<i>Akodon sanctipaulensis</i> Hershkovitz 1990	1	1	-	-
<i>Brucepattersonius albinasus</i> Hershkovitz 1998	1	1	-	-
<i>Brucepattersonius griserufescens</i> Hershkovitz 1998	1	-	-	-
<i>Brucepattersonius igniventris</i> Hershkovitz 1998	0	-	-	-
<i>Brucepattersonius soricinus</i> Hershkovitz 1998	2	-	-	-
<i>Carterodon sulcidens</i> Waterhouse, 1848	1	-	1	-
<i>Cerradomys marinhui</i> (Bonvicino 2003)	3	2	-	-
<i>Clyomys bishopi</i> Ávila-Pires & Wutke 1981	6	1	-	-
<i>Coendou nycthemera</i> (Olfers 1818)	1	-	-	-
<i>Ctenomys minutus</i> Nehring 1887	14	1	-	-
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein 1823	14	-	-	-
<i>Echimys vieirai</i> Iack-Ximenes, de Vivo & Percequillo 2005	1	1	-	-
<i>Euryoryzomys emmonsae</i> (Musser et al 1998)	0	-	-	-
<i>Kerodon acrobata</i> Moojen, Locks & Langguth 1997	1	-	1	-
<i>Makalata obscura</i> (Wagner 1840)	1	1	-	-
<i>Microsciurus flaviventer</i> (Gray 1867)	5	-	-	-
<i>Neusticomys ferreirai</i> Percequillo, Carmignotto & Silva 2005	0	-	-	-
<i>Neusticomys oyapocki</i> (Dubost & Peter 1978)	4	1	3	-
<i>Oecomys cleberi</i> Locks 1981	0	-	-	-
<i>Oecomys paricola</i> (Thomas 1904)	3	-	-	-
<i>Oligoryzomys moojeni</i> Weksler & Bonvicino 2005	2	-	-	-
<i>Oligoryzomys rupestris</i> Weksler & Bonvicino 2005	4	-	1	-
<i>Phyllomys kerri</i> (Moojen 1950)	0	-	-	-
<i>Phyllomys lamarum</i> (Thomas 1916)	1	-	-	-
<i>Proechimys gardneri</i> da Silva 1998	1	1	-	-
<i>Proechimys hoplomyoides</i> (Tate 1939)	0	-	-	-
<i>Proechimys kulinae</i> da Silva 1998	1	1	-	-
<i>Rhipidomys cariri</i> Tribe 2005	1	-	-	-
<i>Sciurillus pusillus</i> E.Geoffroy 1803	4	-	-	-
<i>Sciurus gilvularis</i> (Wagner 1842)	0	-	-	-
<i>Sciurus ignitus</i> (Gray 1867)	0	-	-	-
<i>Sphiggurus rosmalenorum</i> (Voss & da Silva 2001)	0	-	-	-
<i>Trinomys mirapitanga</i> Lara, Patton & Hingst-Zaher 2002	1	1	-	-

Apêndice A. (continuação)

Espécie	nº de artigos	taxonomia	distribuição	populacional
<i>Trinomys paratus</i> (Moojen 1948)	1	1	-	-
<i>Wiedomys cerradensis</i> Gonçalves, Almeida & Bonvicino 2005	0	-	-	-

Capítulo I

Áreas prioritárias para estudo de pequenos mamíferos ‘Deficientes em Dados’ em Minas Gerais

Resumo

Espécies ‘Deficientes em Dados’ (DD) são aquelas que apresentam informações insuficientes sobre distribuição, tamanho e tendências populacionais, impedindo assim uma avaliação do seu estado de conservação. Mesmo grupos muito estudados, como os mamíferos, têm globalmente 15% das espécies classificadas como DD (834 espécies), 80% ocorrendo nas regiões tropicais. Para conhecer o estado de conservação destas espécies, novos dados devem ser obtidos em campo, como por exemplo, a localização de novas populações que poderão trazer informações sobre a distribuição das espécies. Com o financiamento insuficiente encontrado nas regiões tropicais para estes trabalhos, um melhor planejamento deve ser realizado para reduzir o tempo, e consequentemente o custo da busca por novas populações. Neste estudo, realizado com roedores e marsupiais DD ocorrendo no estado de Minas Gerais (Brasil), utilizei ferramentas de modelagem de distribuição de espécies (Distância Euclidiana, DOMAIN e Distância de Mahalanobis) e priorização espacial (Zonation), com o intuito de otimizar as buscas por novas populações. Um conjunto de sete áreas foram indicadas para o estudo destas espécies em Minas Gerais, sendo duas delas de maior importância por apresentarem juntas distribuição potencial de todas as espécies, e por serem áreas de alta adequabilidade ambiental para cinco das onze espécies estudadas.

Palavras-chave: espécies deficientes em dados; lista vermelha da IUCN; modelagem de distribuição potencial; priorização espacial; planejamento de coletas.

Abstract

‘Data Deficient’ (DD) species are those with inadequate information on distribution, population size and trends, becoming impossible an assessment of their conservation status. Even largely studied groups, as mammals, have 15% of species categorized as DD (834 species), 80% occurring in tropical regions. For knowing the conservation status of these species, new data has to be obtained in the field as, for example, the location of new populations that may bring information on the distribution of these species. With an insufficient funding available in tropical regions for this kind of work, a better planning has to be done to reduce the time spent in the field, and consequently the financial costs. In the present study, performed with DD species of rodent and marsupials occurring in Minas Gerais state, Brazil, I used species distribution modeling tools (Euclidian Distance, DOMAIN, Mahalanobis Distance) and spatial prioritization (Zonation), aiming to optimize the search of new populations in the field. A set of seven areas were indicated for the study of these species in Minas Gerais, being two of them of greater importance as they present, together, potential distribution for all species, and for being areas of high suitability for five of the eleven species included in the analysis.

Keywords: data deficient species; IUCN Red List; potential distribution models; spatial prioritization; surveys planning.

Introdução

Os critérios da lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* - IUCN) (IUCN, 2001) são a principal ferramenta utilizada, atualmente, para avaliar o estado de conservação das espécies (Rivers et al., 2010; Rodrigues et al., 2006; Milner-Gulland et al., 2006) Eles são baseados em dados de distribuição, tamanho e tendências populacionais (Mace et al., 2008; IUCN, 2001), formando um conjunto objetivo de regras que estabelecem um nível de risco de extinção para cada espécie. No total são cinco critérios, e a disponibilidade de dados para seguir ao menos um deles é suficiente para definir o estado de conservação de uma espécie.

Para muitas espécies, porém, não há as informações necessárias para avaliar o estado de conservação seguindo nenhum dos critérios da IUCN, e elas são classificadas como ‘Deficiente em Dados’ (DD). Mesmo mamíferos, um dos grupos mais estudados, têm 15% das espécies classificadas como DD (834 espécies) (IUCN, 2012). A maioria é de pequenos mamíferos, difíceis de observar em campo e de identificar sem o conhecimento de um especialista. Espécies das ordens Rodentia (roedores) e Chiroptera (morcegos) representam 68% do total de mamíferos DD (570). Se incluirmos ainda as ordens Eulipotyphla (musaranhos e seus parentes) e Didelphimorphia (gambás e cuicas), temos um total de 664 espécies de pequenos mamíferos DD, englobando 79% dos mamíferos desta categoria (IUCN, 2012).

Em todo o mundo as espécies são classificadas como DD devido a informações inadequadas ou ausência de informações sobre tamanho e tendências populacionais (e.g. *Ctenomys dorsalis* Thomas 1900, *Emballonura furax* Thomas 1911), e distribuição (e.g. *Histiotus humboldti* Handley 1996, *Molossus barnesi* Thomas 1905) ou por incertezas taxonômicas (e.g. *Oecomys cleberi* Locks 1981, *Proechimys hoplomyoides* (Tate 1939), *Tonatia bidens* (Spix 1823)). É comum encontrar espécies conhecidas apenas pela localidade-tipo (e.g. *Brucepattersonius igniventris* Hershkovitz 1998, *Neusticomys ferreirai* Percequillo, Carmignotto & Silva 2005, *Phyllomys kerri* (Moojen 1950), *Wiedomys cerradensis* Gonçalves, Almeida e Bonvicino 2005, *Mico marcai* (Alperin 1993)), ou com material proveniente de localidade incerta ou desconhecida (e.g. *Makalata obscura* (Wagner 1840), *Callicebus stephennashi* van Roosmalen, van Roosmalen & Mittermeier 2002). Esses problemas são mais comuns nas regiões tropicais, onde há uma grande lacuna de conhecimento sobre a biodiversidade, e onde

estão 80% das espécies DD (Hilton-Taylor et al., 2009; Shipper et al., 2008; Collen et al., 2008).

Devido aos vieses de amostragem, é comum observar um maior número de estudos em locais de acesso mais fácil, próximos a cidades, instituições de pesquisas e estradas (Moerman & Estabrook, 2006; Pautasso & McKinney, 2007). Neste contexto, locais de alta incidência de espécies DD podem ser um indicativo de regiões pouco conhecidas, com baixa densidade populacional humana, menor amostragem da biodiversidade e maior probabilidade de encontrar também novas espécies (Brito, 2010; Bini et al., 2006). O número de mamíferos descritos recentemente no Brasil (Paglia et al., 2012) pode ser um reflexo do aumento de estudos em localidades antes não amostradas para este grupo.

O Brasil é o país da região Neotropical com a mais rica mastofauna (Hilton-Taylor et al. 2009), e com o maior número de mamíferos DD, apresentando 104 espécies e uma subespécie nesta categoria (IUCN, 2012). Várias das espécies recentemente descritas provavelmente serão classificadas também como DD em uma nova avaliação. A ausência de informações para as espécies classificadas como DD pode fazer com que elas continuem nesta mesma categoria por décadas, aumentando cada vez mais o número de espécies nesse grupo que já supera o número de espécies classificadas em algum nível de ameaça.

Existe um grande nível de incerteza sobre o estado de conservação de espécies DD, pois elas podem estar ou não ameaçadas. Em termos de conservação, apesar de serem incluídas em alguns planos de conservação, isto não é feito ao mesmo nível de espécies com risco de extinção. Segundo a IUCN (1994), no entanto, até que as espécies na categoria DD sejam devidamente classificadas, elas devem receber o mesmo grau de proteção de taxa ameaçados.

As regiões tropicais apresentam atualmente altos índices de desmatamento (FAO, 2012) e a perda de habitat pode ser uma importante ameaça para as espécies DD, que muitas vezes não têm suas distribuições abrangendo áreas de proteção ambiental. Faz-se urgente, assim, a avaliação do estado de conservação dessas espécies, que só será possível com a obtenção de novos dados. É importante lembrar, no entanto, que o financiamento disponibilizado para obter essas informações (estudos em campo), é insuficiente em regiões tropicais (Lawton et al., 1998; Gardner et al., 2008). Por isso, mesmo com a necessidade de mais informações, a escolha das áreas para obtê-las deve ser bem planejada, tentando reduzir tanto o tempo quanto o custo do estudo.

Vários trabalhos já demonstraram eficácia na busca por novas populações ao utilizarem modelos de distribuição de espécies como base para a seleção de áreas para amostragem (Rebelo & Jones, 2010; Siqueira et al. 2009; Williams et al., 2009; Guisan et al., 2006; Raxworthy, et al., 2003). O principal fundamento para o uso desses modelos é a teoria do nicho ecológico (Soberón et al. 2007; Hirzel & Lay, 2008; Elith & Leathwick 2009), segundo a qual a distribuição de uma espécie é definida por um conjunto de recursos e condições (Grinnell 1917; Hutchinson 1957). Há dois conceitos importantes dentro desta teoria: nicho fundamental e nicho realizado. O nicho fundamental representa o conjunto de condições ambientais necessários para a existência da espécie, excluindo interações bióticas como predação ou competição; e o nicho realizado é a parte do nicho fundamental onde a espécie ocorre, sendo delimitado por interações bióticas.

Os modelos de distribuição de espécies (MDEs) são em geral uma aproximação do nicho fundamental (ambiental) da espécie, já que são baseados comumente em dados abióticos. Neles, os valores de adequabilidade ambiental são calculados entre os locais de ocorrência conhecidos para as espécies e outras regiões ainda desconhecidas, baseando-se na similaridade ambiental entre as áreas. Se há alguma informação, mesmo que escassa, sobre o ambiente no qual as espécies estão ocorrendo, podemos usar esses dados para encontrar outros locais com um intervalo de condições semelhantes. A área final indicada no modelo tem uma maior probabilidade de ocorrência da espécie do que locais selecionados ao acaso (Guisan et al., 2006).

Quando trabalhamos com várias espécies, devemos encontrar uma forma de otimizar a busca de novas populações, indicando áreas que são de maior prioridade para coletas a partir da maior sobreposição entre as suas distribuições. Isso pode ser feito utilizando algoritmos de priorização espacial, que são comuns em planejamentos sistemáticos de conservação (Moilanen et al., 2009). Eles são baseados na complementaridade e indicam conjuntos de áreas de maior importância de acordo com o objetivo a ser alcançado.

No presente estudo, utilizei modelos de distribuição de espécies, associados a modelos de priorização espacial para indicar áreas para estudos de roedores e marsupiais DD com ocorrência no estado de Minas Gerais. O objetivo é indicar um conjunto mínimo de áreas para a busca por novas populações de espécies DD no estado de Minas Gerais, reduzindo tanto o tempo quanto os custos relacionados aos estudos em campo.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado como parte de um projeto para coleta e monitoramento de pequenos mamíferos ameaçados e deficientes em dados ocorrendo no estado de Minas Gerais, Brasil. Três grandes biomas brasileiros estão representados nesse estado: Caatinga, Cerrado e Floresta Atlântica (Figura 1). O Cerrado (savana) e a Floresta Atlântica (floresta tropical úmida) são os únicos biomas brasileiros considerados hotspots mundiais de diversidade (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2004). Este termo designa regiões com alta concentração de espécies endêmicas, que estão sofrendo uma perda excepcional de habitat devido a atividades humanas. Um dos objetivos de indicar estes hotspots é para que prioridades de conservação sejam voltadas para essas áreas.

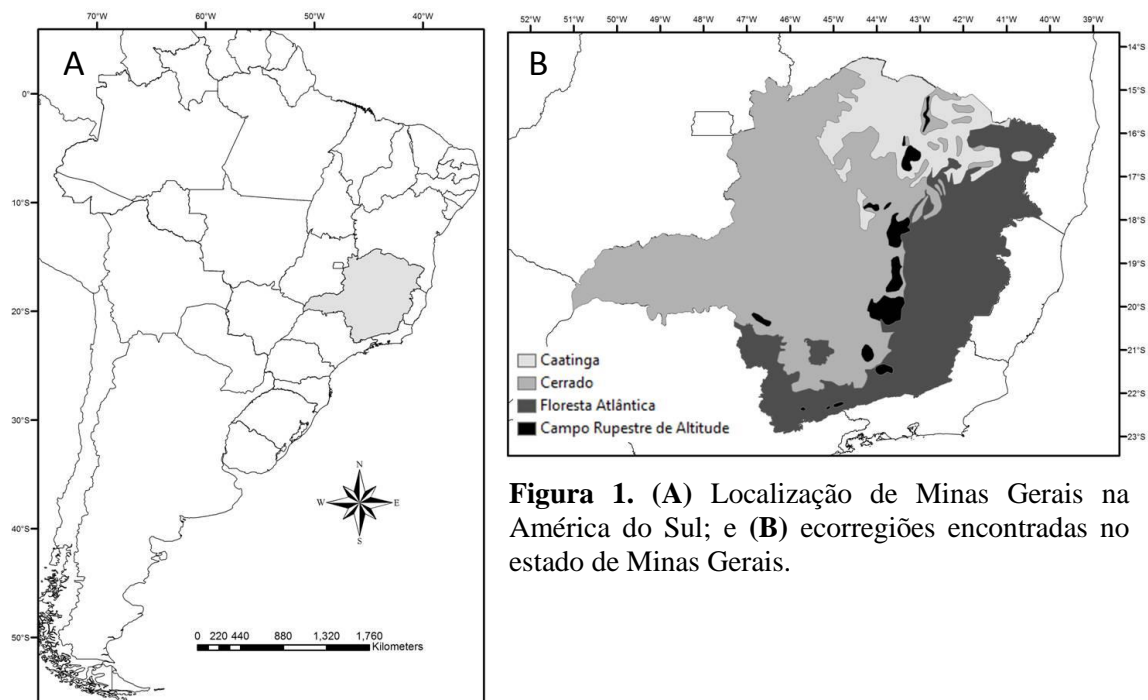


Figura 1. (A) Localização de Minas Gerais na América do Sul; e (B) ecorregiões encontradas no estado de Minas Gerais.

A Caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca e o terceiro bioma mais impactado do país, com 30.4% a 51.7% de sua vegetação nativa alterada por atividades humanas (Leal et al., 2005). Apesar de ser conhecido para alguns grupos um alto nível de endemismo na Caatinga (Leal et al., 2003), a região permanece como uma das menos estudadas no país (Santos et al., 2011).

Há ainda os Campos Rupestres de altitude, uma formação vegetacional situada geralmente em áreas de transição entre Cerrado e Floresta Atlântica, de características geológicas e botânicas muito distintas (Jacobi & Carmo 2008; Rapini et al., 2008). Essas áreas são ainda pouco estudadas quando comparadas com outras formações, e estudos botânicos já mostraram um alto nível de endemismo para plantas (Alves & Kolbec, 1994; et al., 2008; Vasconcelos et al., 2008; Zappi & Taylor, 2008).

O resultado dessa diversidade de ambientes é um número elevado de espécies em Minas Gerais: de 701 (Paglia et al., 2012) espécies de mamíferos descritas no Brasil, quase 40% têm ocorrência conhecida para este estado.

Espécies selecionadas para o estudo e registros de ocorrência

Selecionei onze espécies - oito roedores e três marsupiais - que ocorrem em Minas Gerais, e estão classificadas como ‘Deficiente em Dados’ pela Lista Vermelha da IUCN (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de pequenos mamíferos DD ocorrendo em Minas Gerais, local de descrição das espécies e estados onde a ocorrência das espécies é conhecida.

Ordem	Espécie	Localidade tipo	Estados	Nº de ocorrências encontradas
Rodentia	<i>Akodon lindberghi</i> Hershkovitz 1990	Brasília/DF	DF, MG	4
Rodentia	<i>Akodon mystax</i> Hershkovitz 1998	Alto Caparaó/MG	ES, MG, RJ	2
Rodentia	<i>Brucepattersonius griserufescens</i> Hershkovitz 1998	Alto Caparaó/MG	MG, ES	1
Rodentia	<i>Cerradomys marinhui</i> (Bonvicino 2003)	Jaborandi/BA	BA, GO, MG, TO	4
Rodentia	<i>Carterodon sulcidens</i> (Lund 1841)	Lagoa Santa/MG	DF, GO, MG, MS, MT,	9
Rodentia	<i>Phyllomys lamarum</i> (Moojen 1950)	Lamarão/BA	BA, MG, PB	4
Rodentia	<i>Trinomys mirapitanga</i> Lara, Patton & Hingst-Zaher 2002	Porto Seguro/BA	BA, MG	7
Rodentia	<i>Trinomys paratus</i> (Moojen 1948)	Santa Tereza/ES	MG, ES	8
Didelphimorphia	<i>Cryptonanus agricolai</i> (Moojen 1943)	Crato/CE	CE, GO, MG, MS, SP, TO	10
Didelphimorphia	<i>Monodelphis iheringi</i> (Thomas 1888)	Taquara/RS	ES, MG, SC, SP, Argentina	10
Didelphimorphia	<i>Monodelphis rubida</i> (Thomas 1899)	?/BA	BA, MG, SP	2

Registros das localidades de ocorrência de todas as espécies foram obtidos nos bancos de dados CRIA/SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>) e GBIF (<http://data.gbif.org/welcome.htm>), em artigos científicos, e museus e coleções taxonômicas – Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (MCN PUC-MG), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Os dados obtidos em bancos de dados na internet foram confirmados em publicações ou com especialistas. Com uma base de dados formada, filtrei os registros para eliminar os que estivessem localizados em sedes de municípios (Apêndice A). Ao final, o número de registros por espécies variou de um a dez (Tabela 1), lembrando que, para a realização dos modelos, registros que estão na mesma célula dentro de uma *grid* de variáveis ambientais (ver *Variáveis Ambientais*) são considerados como apenas um registro de ocorrência.

Variáveis ambientais

Para fazer os modelos de distribuição potencial utilizei camadas ambientais para o clima atual disponibilizadas pelo WorldClim (Hijmans et al., 2005; WorldClim) em resolução de 2.5 arc-minutos, que correspondem a aproximadamente 20 Km². Devido às poucas informações sobre a biologia das espécies utilizadas para fazer os modelos de distribuição, optei por utilizar variáveis limitantes relacionadas à temperatura e precipitação. Para isso, fiz uma análise de correlação entre todas as variáveis disponibilizadas no WorldClim, e dentre estas, selecionei: temperatura máxima do mês mais quente, temperatura mínima do mês mais frio, precipitação no trimestre mais seco e precipitação anual. Uma análise de correlação dessas quatro variáveis no estado de Minas Gerais mostra que todas têm valor de correlação menor que 0,8 (Tabela 2). Apesar de altitude ser uma variável muito importante e limitante para a distribuição de muitas espécies, esta variável é altamente correlacionada com a temperatura no estado de Minas Gerais, e assim não foi selecionada para realizar os modelos de distribuição.

O pequeno número de variáveis ambientais utilizadas foi com o intuito, também, de evitar a sobreparametrização do modelos (Legendre & Legendre, 1998). Isso porque as amostras de variáveis ambientais utilizadas para cada espécie no modelo derivam do local onde foi encontrado o registro de ocorrência, portanto, o baixo número de registros resulta em uma baixa amostragem dessas variáveis.

Tabela 2. Correlação entre as variáveis ambientais utilizadas nos modelos de distribuição para pequenos mamíferos DD em Minas Gerais

	Temperatura máxima do mês mais quente	Temperatura mínima do mês mais frio	Precipitação anual	Precipitação no mês mais seco
Temperatura máxima do mês mais quente	-	0.788012	-0.60387	-0.37511
Temperatura mínima do mês mais frio		-	-0.62357	-0.21922
Precipitação anual			-	0.312415
Precipitação no mês mais seco				-

Algoritmos de modelagem

Para gerar modelos de distribuição para espécies com poucos dados de ocorrência das espécies, modelos mais simples, como os de distância, são os mais indicados (Siqueira et al., 2009). Escolhi aqui três algoritmos baseados em distância: DOMAIN, Distância Euclidiana e Distância de Mahalanobis. Fiz as análises de Distâncias Euclidiana e de Mahalanobis no software openModeller (openModeller, 2011; Muñoz et al. 2011), e o DOMAIN no software DIVA-GIS (DIVA-GIS, 2009; Hijmans et al. 2001).

A Distância Euclidiana foi aplicada a todas as espécies, pois ela pode ser calculada mesmo com um único registro de ocorrência. Em um conjunto de dados, a Distância Euclidiana pode ser calculada a partir de cada ponto ou a partir do centroide dos pontos. Como estou trabalhando com poucos dados, optei por usar a distância a partir de cada ponto para evitar a perda de informações que podem ser importantes na distribuição dos valores ambientais para as espécies.

A Distância de Mahalanobis leva em consideração a variância do registro em relação ao conjunto amostral, e para isso constrói uma matriz de covariância. O conjunto de amostras deve ser igual ou maior que o conjunto de variáveis preditoras para que ocorra a transposição da matriz. Como os registros foram utilizados também para avaliação dos modelos (Fielding & Bell, 1997) (ver “*Avaliação dos Modelos e Seleção de Pontos de Corte*”), somente foi calculada a distância de Mahalanobis para espécies com no mínimo cinco registros de ocorrência.

A estatística do DOMAIN é baseada na distância de Gower (Carpenter et al., 1993), e necessita de pelo menos dois registros para gerar os modelos. Para que fosse

possível uma avaliação pelo método *Jackknife*, os modelos gerados no DOMAIN foram feitos para espécies com no mínimo três registros de ocorrência.

Avaliação dos Modelos e Seleção de Pontos de Corte

Para avaliar os modelos de distribuição de espécies fiz, para cada espécie e cada algoritmo, uma série de novos modelos utilizando reamostragem dos dados pelo método *Jackknife* (Fielding & Bell, 1997). Este método consiste em selecionar os registros dentro do conjunto de dados, deixando sempre um valor diferente fora da análise. Para o registro de ocorrência não incluído na análise, podemos avaliar se o modelo prevê aquela área, e, se o resultado for positivo, teremos também um valor de adequabilidade ambiental para aquele registro. Os resultados destes modelos gerados por reamostragem dos dados servem tanto para avaliar a taxa de acerto dos modelos originais, que utilizaram todos os registros disponíveis, como para selecionar o ponto de corte de presença mínima da espécie (LPT). Este é o local de menor adequabilidade prevista no modelo com registro de ocorrência conhecido para a espécie, e os modelos cortados por esses valores foram considerados como os mapas de distribuição potencial das espécies. Tanto para *Akodon mystax* quanto para *Brucepattersonius griserufescens* o valor do ponto de corte para presença mínima foi '0', ou seja, todas as áreas indicadas pelo modelo foram consideradas como ocorrência potencial. Para todas as outras espécies um valor mínimo de presença, com valor acima de zero, foi encontrado e utilizado como ponto de corte.

Outro corte foi realizado para áreas com valores altos de adequabilidade ambiental, que defini como valores maiores que 0.75. Tal valor foi definido com base em trabalhos anteriores que utilizam áreas com este valor de adequabilidade, ou valores próximos a este, como áreas de alta adequabilidade (Williams et al., 2009; Guisan et al., 2006). Esse segundo ponto de corte pode indicar se, dentro das áreas de presença mínima temos valores de alta adequabilidade ambiental para algumas espécies. Além disso, novas áreas podem ser indicadas e, portanto, a seleção das áreas pode ser feita conciliando os resultados dos mapas de presença mínima com os mapas de alta adequabilidade ambiental.

Para as espécies em que foram aplicados mais de um algoritmo de distribuição, os mapas de presença mínima foram sobrepostos, e somente as áreas comuns a todos os modelos foram consideradas como o mapa final de distribuição potencial de cada

espécie (LPT). O mesmo procedimento foi feito para os mapas de alta adequabilidade ambiental.

Algoritmos de Priorização Espacial e Seleção de Áreas para Coleta

Os mapas finais de distribuição das espécies foram cortados por remanescentes de vegetação do estado de Minas Gerais, elaborados pelo ‘Inventário Florestal de Minas Gerais’ (Inventário Florestal, 2006; Scolforo et al., 2006). Para indicar as áreas de maior interesse para amostragem dessas espécies, utilizei o Zonation versão 3.1 (<http://www.helsinki.fi/bioscience/consplan/software/Zonation/downloads.html>), um software de priorização espacial.

Os mapas foram primeiro convertidos a uma resolução de 0.005° (aprox. 550m), para que as células dos mapas de espécies fossem menores que as células dos mapas de vegetação. O Zonation trabalha levando em consideração a fragmentação da área, assim, é importante ter os mapas de espécies inseridos exatamente nos remanescentes de vegetação. Depois, os mapas foram convertidos para o formato ‘.asc’, e inseridos no programa.

O Zonation é um meta-algoritmo baseado em busca heurística reversa acelerada, e vai retirando várias células repetidamente. Em cada iteração, ele calcula quantas células foram removidas, e a proporção de área remanescente para todas as espécies. Esse processo é repetido até que, com um número máximo de células retiradas, uma proporção mínima de área remanescente seja encontrada para todas as espécies. Além disso, a priorização realizada no Zonation leva em consideração também o tamanho dos remanescentes, assim, se há duas regiões com a mesma importância, a que tiver menor área de remanescente tem suas células removidas primeiro.

A regra de remoção de células utilizada foi a ‘basic core area’, que trabalha reduzindo a perda biológica, e por isso, além de indicar áreas de maior sobreposição na distribuição das espécies, prioriza também áreas que, apesar de menor riqueza, tenham a presença de espécies ainda não representadas em outras soluções. Ela trabalha removendo primeiro as células com ocorrência de espécies mais comuns na paisagem (maior área de distribuição), onde tenha menor riqueza para estas. Depois, quando essas células tornam-se mais raras, a remoção passa a ser feita baseando-se no tamanho dos remanescentes. Todo esse processo é feito levando sempre em consideração a complementaridade entre as áreas. O resultado é um mapa apresentando uma escala de

priorização, onde as áreas mais importantes apresentam juntas as distribuições de todas as espécies estudadas.

Caracterização das áreas de coleta

Com os dados gerados pelos *softwares* de priorização espacial, verifiquei se as áreas indicadas para coleta estão em áreas de proteção ambiental, se foram indicadas anteriormente como locais de importância biológica e qual a formação vegetacional das áreas. Para isso, os resultados foram sobrepostos a mapas de vegetação do ‘Inventário Florestal de Minas Gerais’ (Inventário Florestal, 2006; Scolforo et al., 2006), mapas de Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2012), e ao mapa de importância biológica para mamíferos em Minas Gerais, da Fundação Biodiversitas (Drummond et al., 2005).

Resultados

Quando utilizado corte por presença mínima, os mapas de distribuição potencial gerados para *Brucepattersonius griserufescens* e *Akodon mystax* (Figura 2) foram mais restritivos e indicaram duas áreas disjuntas, uma na Serra do Caparaó e outra na Serra da Mantiqueira. A área final encontrada para *Phyllomys lamarum* (Figura 6) foi menor quando comparada às outras espécies (Figuras 3-5, 7-11) que apresentaram mapas com áreas extensas de potencial ocorrência para o estado de Minas Gerais.

Para *Brucepattersonius griserufescens* (Figura 2B), a área de alta adequabilidade (>0.75) se restringiu ao local de ocorrência conhecida para a espécie. Todas as outras espécies tiveram áreas de alta adequabilidade em locais além das populações já conhecidas. Nos modelos de consenso, as áreas de alta adequabilidade ambiental (>0.75) (Figuras 3-11) foram sempre definidas pelo algoritmo de distância euclidiana.

A avaliação dos modelos usando o método *Jackknife* mostrou que a taxa de acerto da maior parte dos modelos foi acima de 75%, com exceção do algoritmo distância euclidiana para *Phyllomys lamarum*, onde a taxa de acerto foi de 50%, e para *Akodon mystax*, que tem apenas dois registros de ocorrência e a taxa de acerto foi zero. Para *Brucepattersonius griserufescens* não foi possível avaliar o modelo por ter apenas um registro de ocorrência. A Tabela 3 mostra a taxa de acerto e o ponto de corte de presença mínima utilizado para cada espécie e algoritmo.

Tabela 3. Espécies de pequenos mamíferos DD com ocorrência em Minas Gerais; valores de taxa de acerto e de ponto de corte resultantes de cada algoritmo utilizado na modelagem de distribuição das espécies.

Espécies*	Distância Euclidiana		DOMAIN		Distância de Mahalanobis	
	T.A. ¹	LPT ²	T.A. ¹	LPT ²	T.A. ¹	LPT ²
<i>Akodon lindberghi</i>	100%	0.26	75%	0.06		
<i>Akodon mystax</i>	0	0.00				
<i>Carterodon sulcidens</i>	100%	0.26	100%	0.56	100%	0.54
<i>Cerradomys marinhui</i>	75%	0.11	75%	0.70		
<i>Phyllomys lamarum</i>	50%	0.50	75%	0.43		
<i>Trinomys mirapitanga</i>	100%	0.09	100%	0.59	100%	0.63
<i>Trinomys paratus</i>	85.7%	0.09	85.7%	0.72	100%	0.47
<i>Cryptonanus agricolai</i>	80%	0.05	100%	0.54	100%	0.47
<i>Monodelphis iheringi</i>	90%	0.04	100%	0.50	90%	0.37
<i>Monodelphis rubida</i>	100%	0.15				

*O modelo gerado para *Brucepattersonius griserufescens* não pôde ser avaliado pois a espécie só tem um registro de ocorrência conhecido;

¹ Taxa de acerto dos modelos

² *Lowest Presence Treshold* (Ponto de corte de presença mínima).

A priorização pelo Zonation com mapas cortados por presença mínima resultou em remanescentes distribuídos em três regiões (Figura 12): 1) Diamantina, Couto de Magalhães de Minas, São Gonçalo do Rio Preto e Senador Modestino Gonçalves; 2) Três Marias; 3) Delfim Moreira, Itamonte, Camanducaia, Gonçalves, Sapucaí-Mirim. Para mapas de alta adequabilidade, o Zonation indicou sete regiões (Figura 13): 1) Unaí; 2) Itamarandiba, São Gonçalo do Rio Preto, Felício dos Santos; 3) Conceição do Mato Dentro, Congonhas do Norte, Santana do Riacho; 4) Santa Bárbara, Mariana, Alvinópolis; 5) São Roque de Minas, Delfinópolis; 6) Baependi, Aiuruoca, Bocaina de Minas, Itamonte, Alagoa; 7) Alto Caparaó.

Vários remanescentes indicados para estudo de roedores e marsupiais DD em Minas Gerais estão, ao menos em parte, inseridos em Áreas de Proteção Integral (Tabelas 4 e 5). Quando estes remanescentes são sobrepostos com o mapa da Fundação Biodiversitas de áreas de importância biológica para mamíferos, apenas um remanescente (área 2, Figura 14) não está indicado em uma destas áreas.

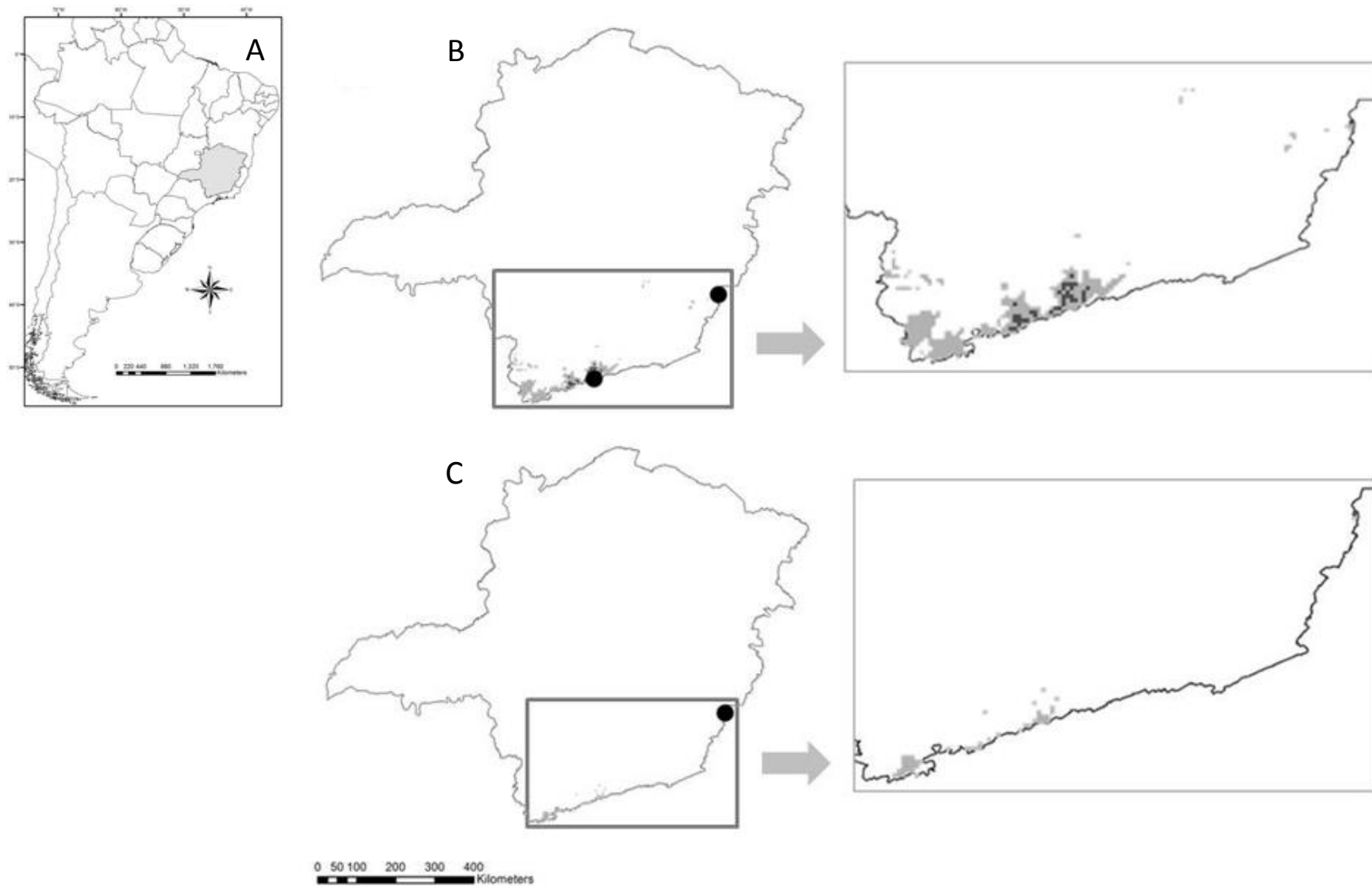


Figura 2. Mapa do Brasil apresentando Minas Gerais (A); Mapas de distribuição potencial de *Akodon mystax* (B) e *Brucepattersonius griserufescens* (C) gerados por distância euclidiana. Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

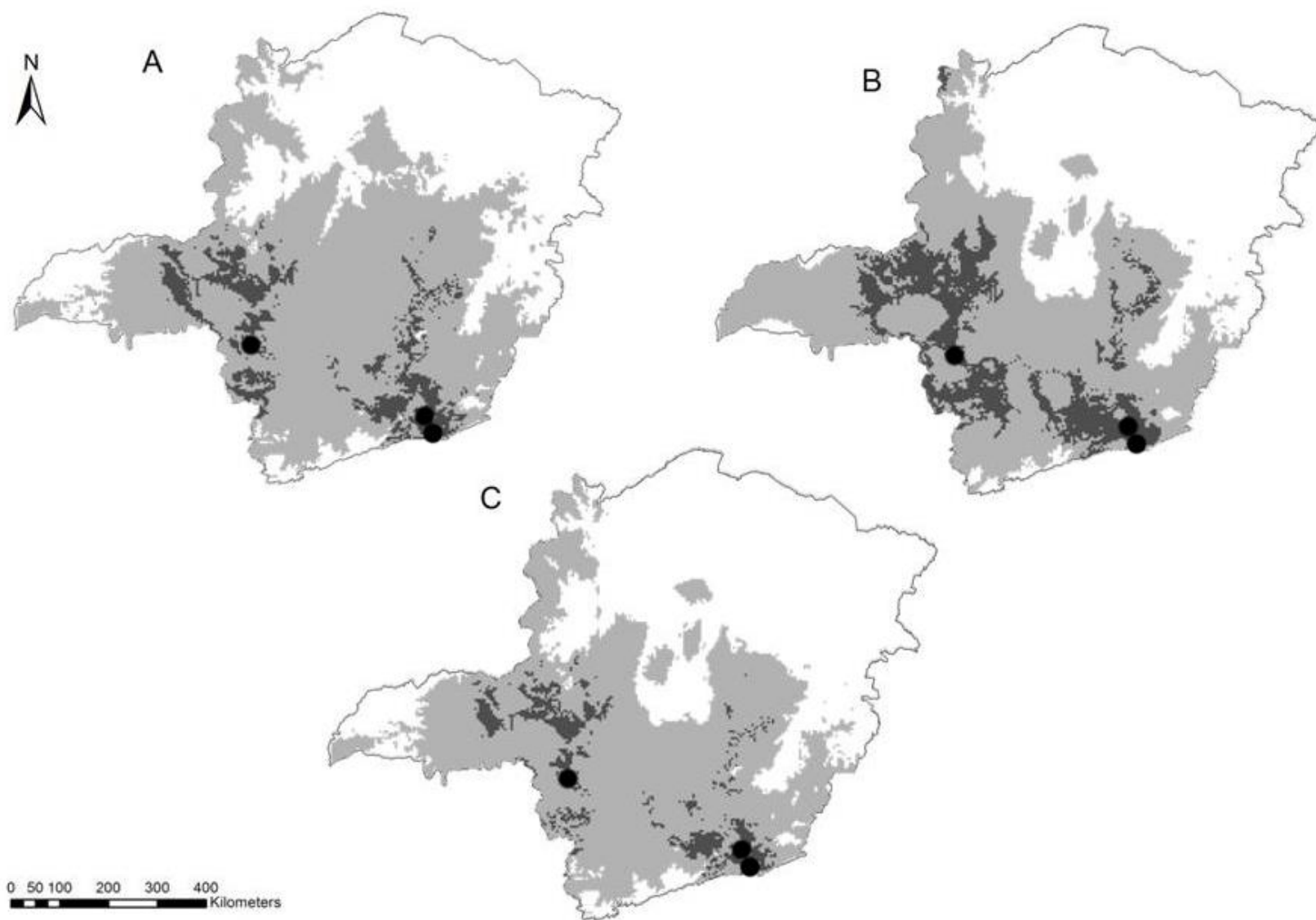


Figura 3. Mapas de distribuição potencial de *Akodon lindberghi* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B) e mapa final com área de consenso entre os modelos (C). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

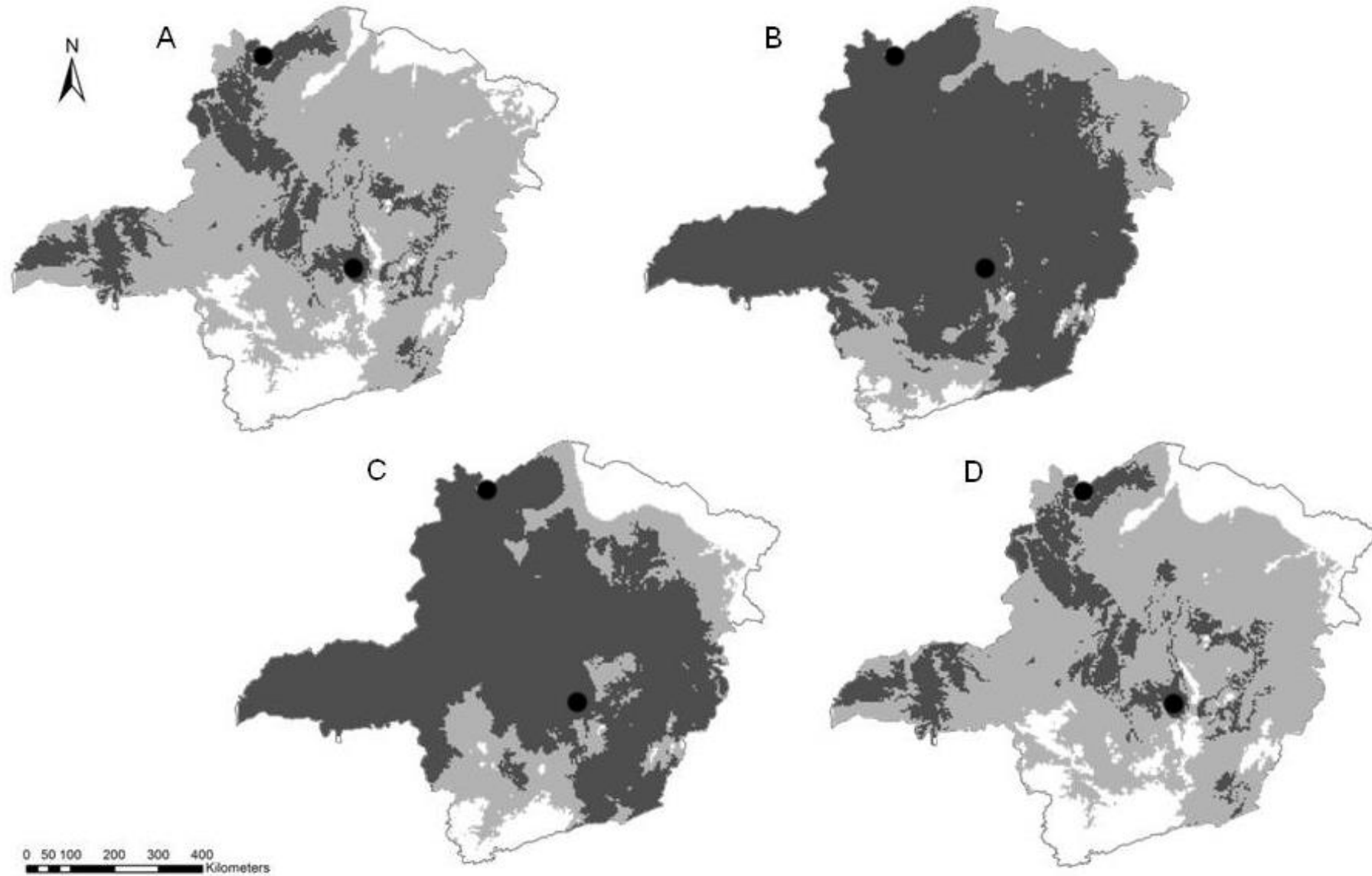


Figura 4. Mapas de distribuição potencial de *Carterodon sulcidens* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B), distância de Mahalanobis (C) e mapa final com área de consenso entre os modelos (D). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

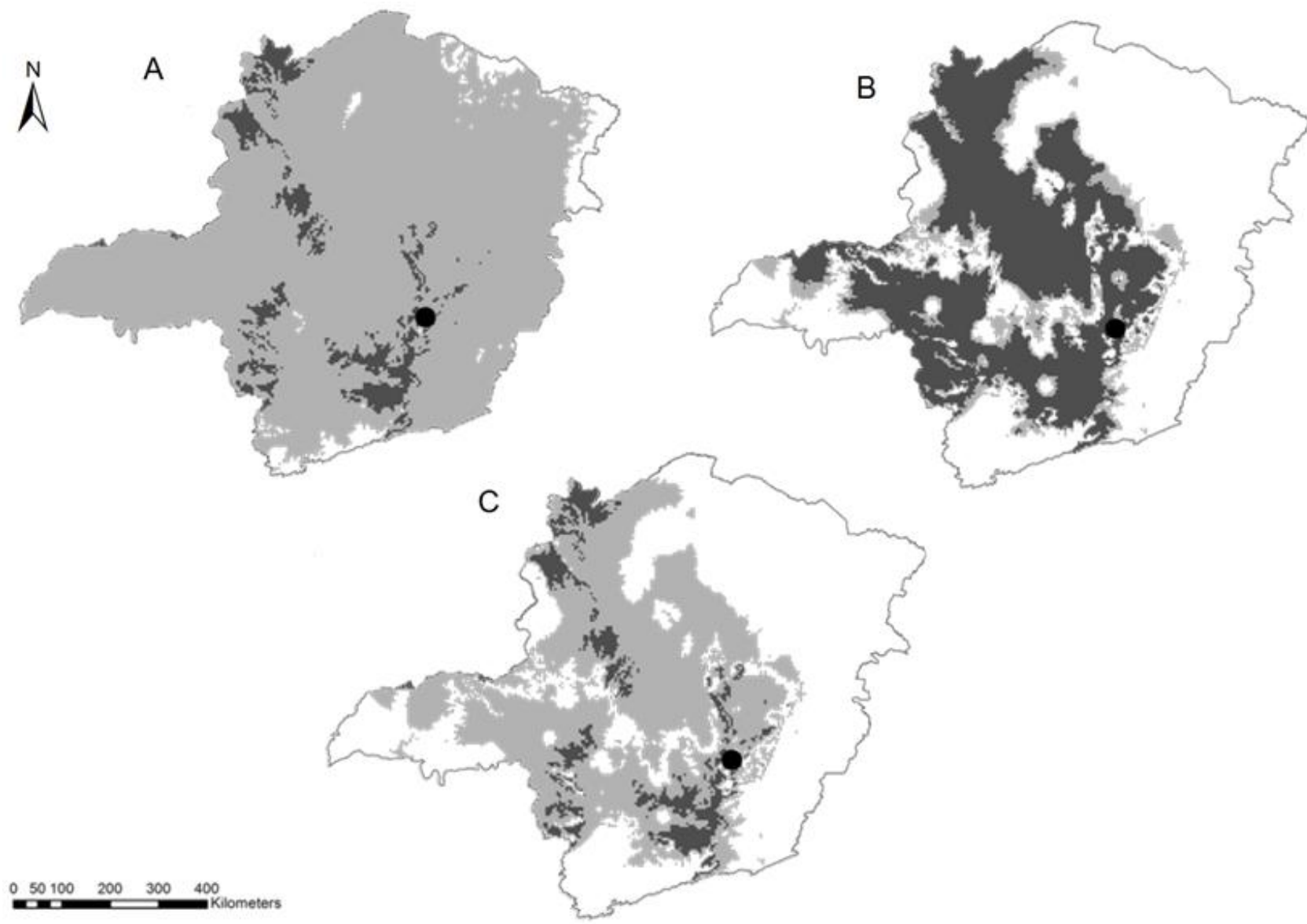


Figura 5. Mapas de distribuição potencial de *Cerradomys marinhus* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B) e mapa final com área de consenso entre os modelos (C). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada. 24

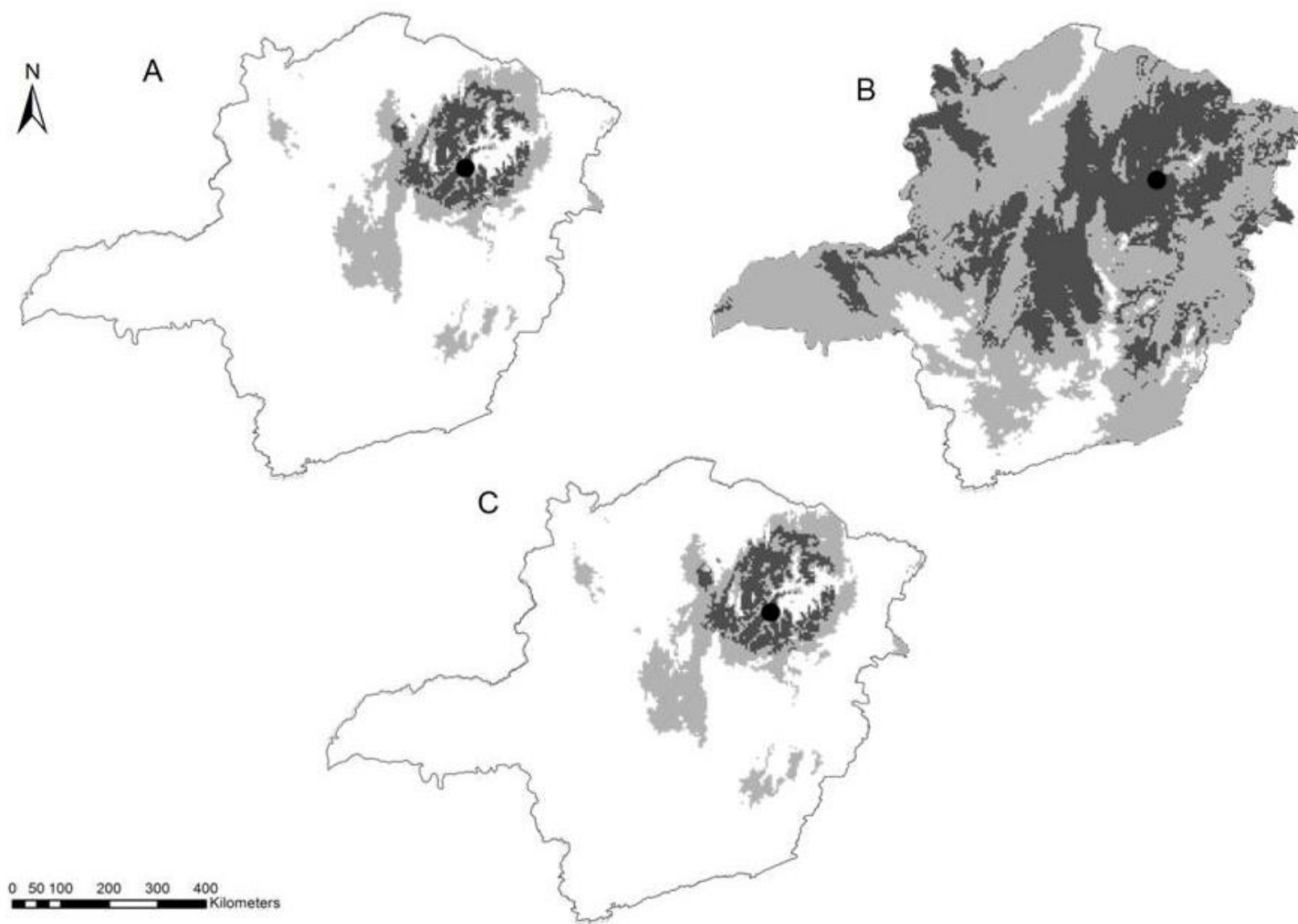


Figura 6. Mapas de distribuição potencial de *Phyllomys lamarum* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B) e mapa final com área de consenso entre os modelos (C). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade >0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

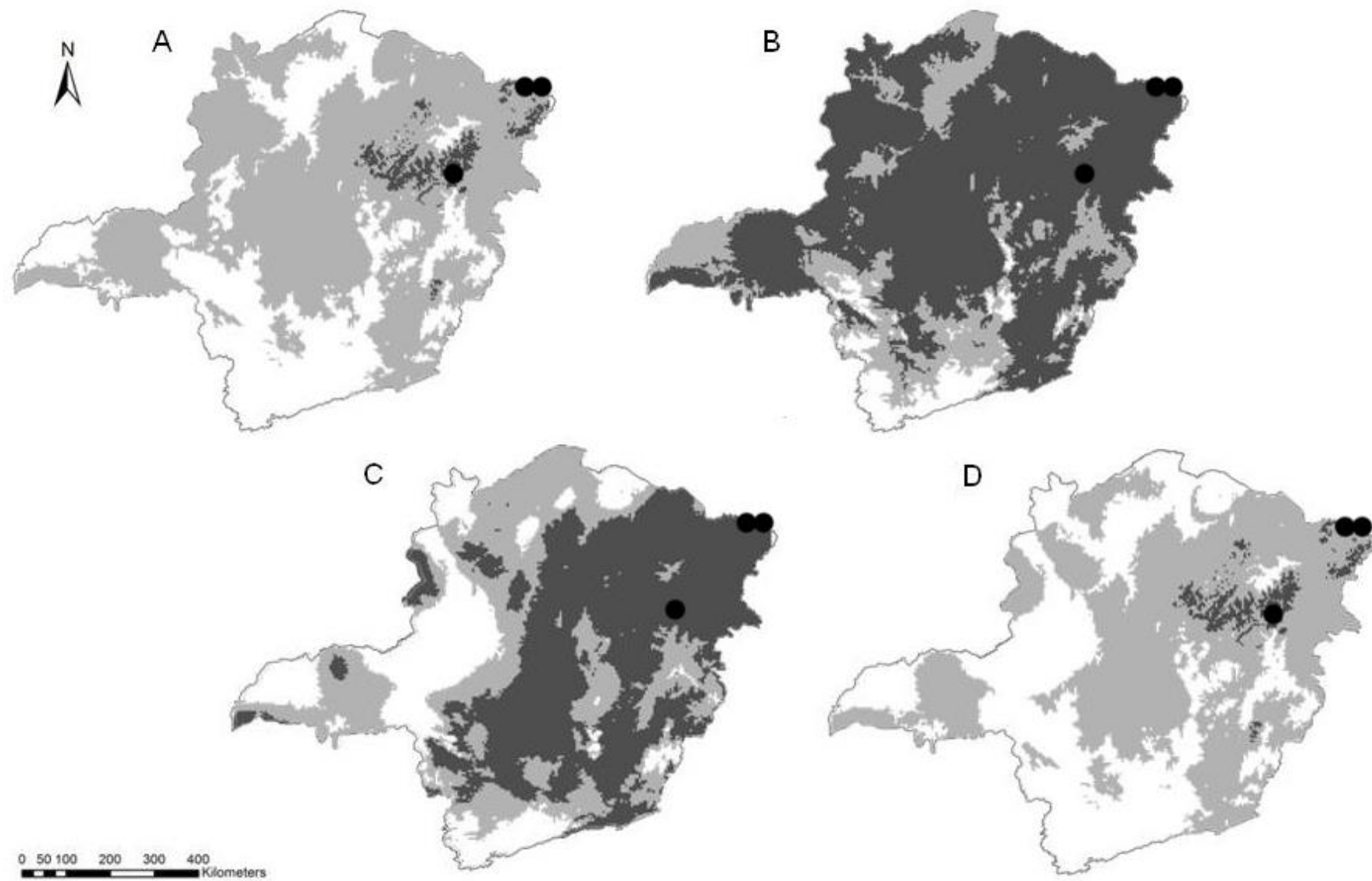


Figura 7. Mapas de distribuição potencial de *Trinomys mirapitanga* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B), distância de Mahalanobis (C) e mapa final com área de consenso entre os modelos (D). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

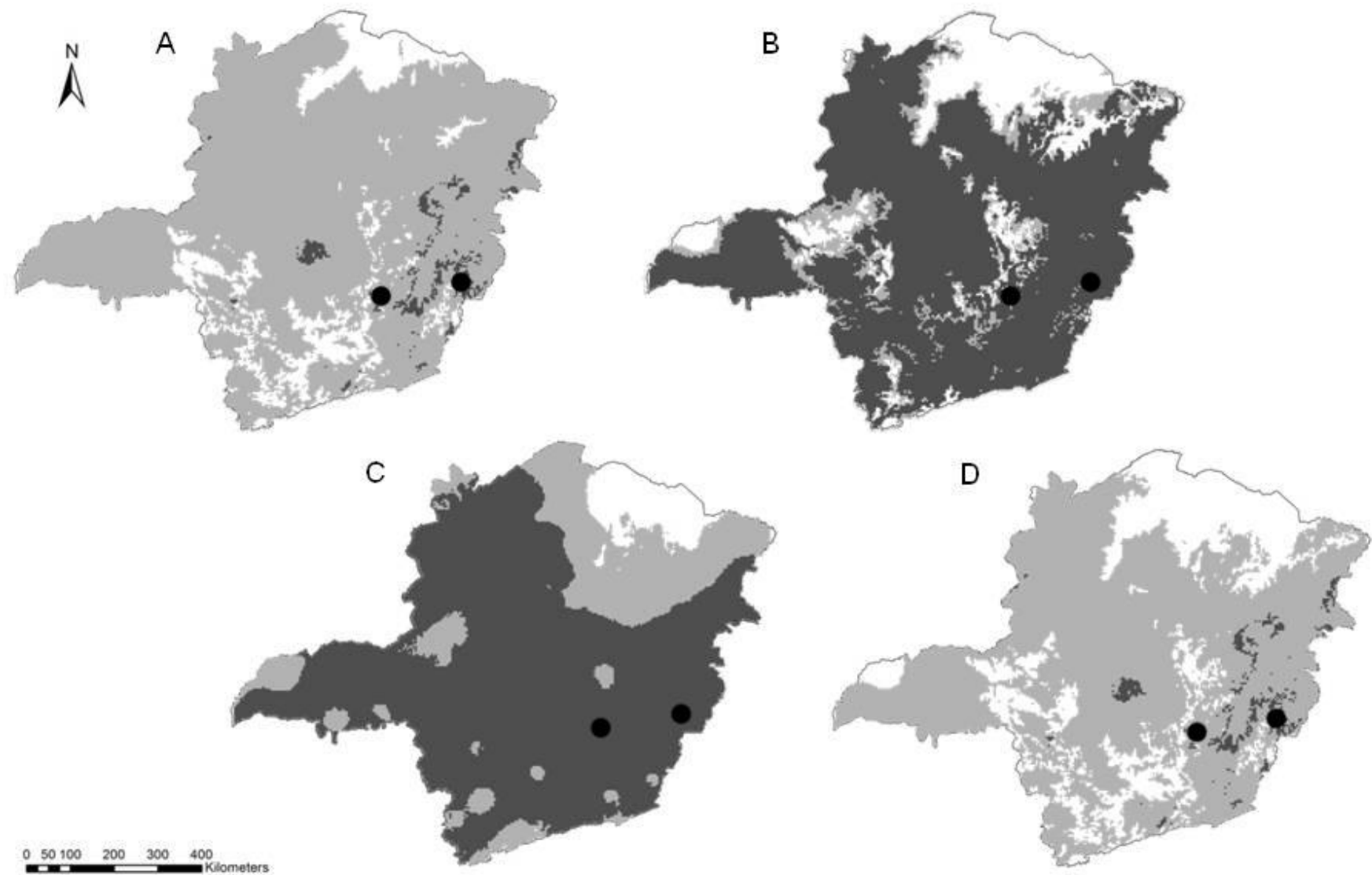


Figura 8. Mapas de distribuição potencial de *Trinomys paratus* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B), distância de Mahalanobis (C) e mapa final com área de consenso entre os modelos (D). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada.

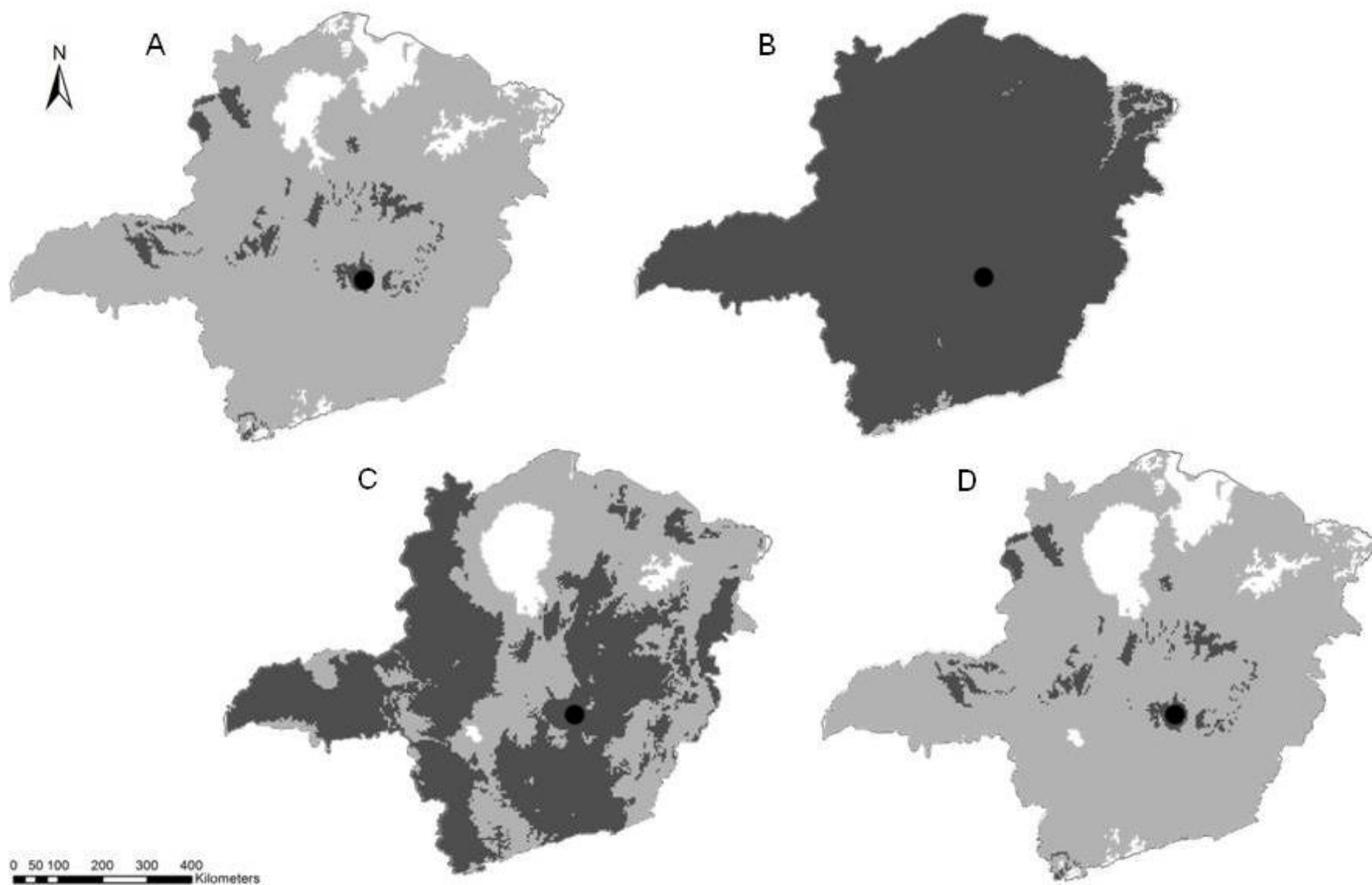


Figura 9. Mapas de distribuição potencial de *Cryptonanus agricolai* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B), distância de Mahalanobis (C) e mapa final com área de consenso entre os modelos (D). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade onde a espécie foi registrada. 28

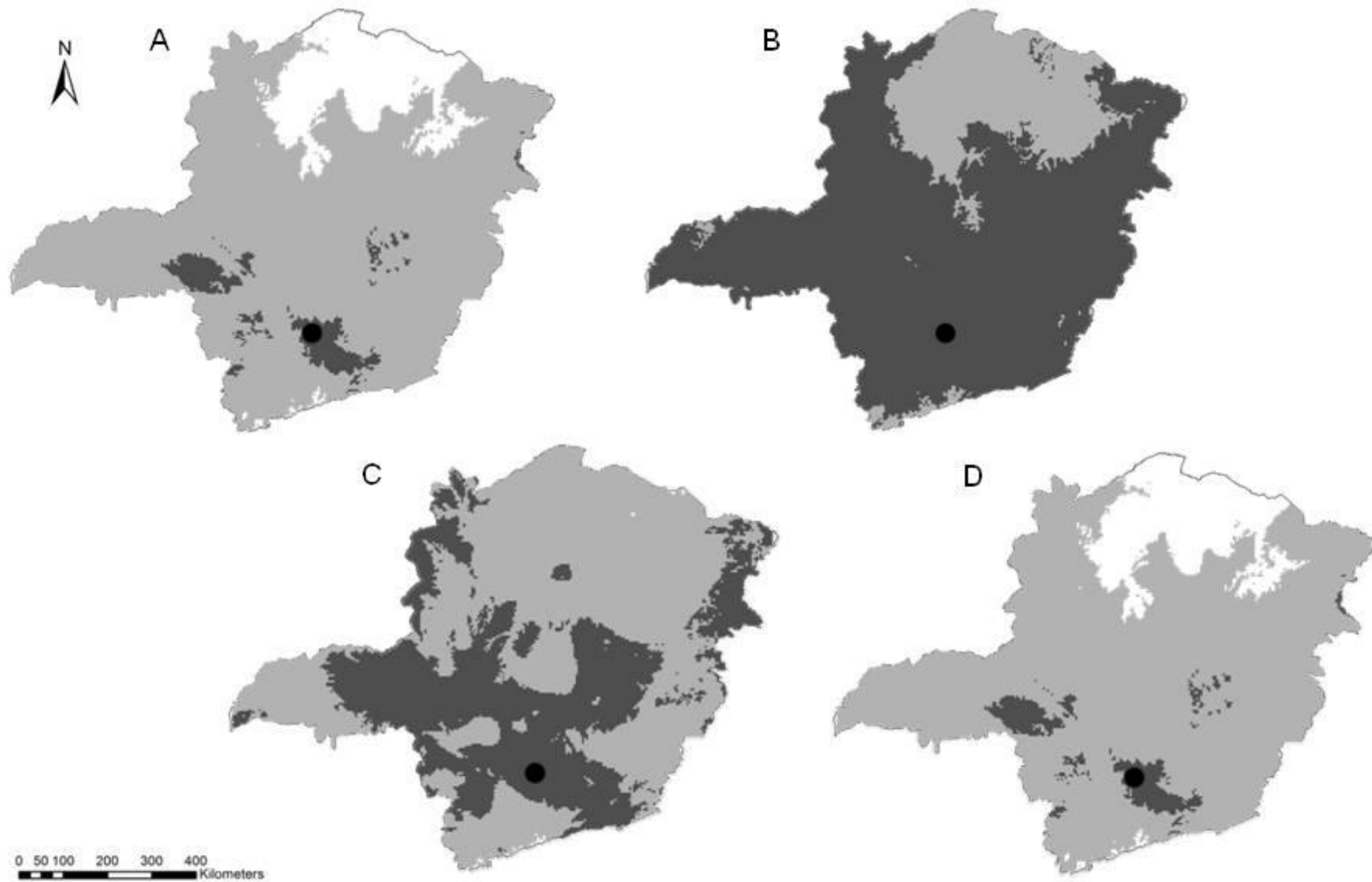


Figura 10. Mapas de distribuição potencial de *Monodelphis iheringi* gerados por distância euclidiana (A), DOMAIN (B), distância de Mahalanobis (C) e mapa final com área de consenso entre os modelos (D). Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade >0.75 (cinza escuro). Os círculos preenchidos indicam a localidade 29 onde a espécie foi registrada.

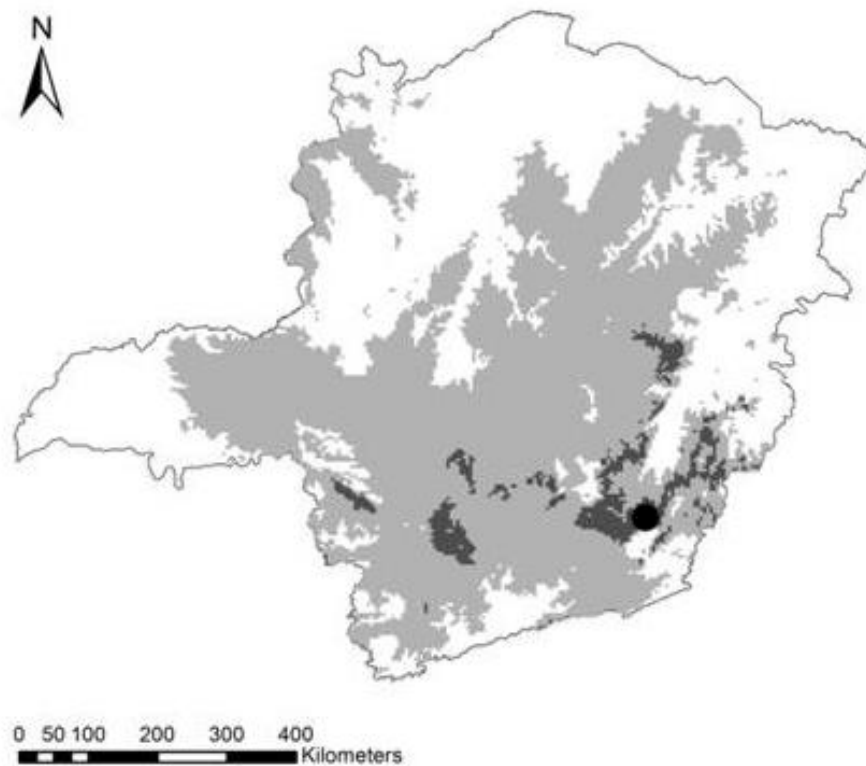


Figura 11. Mapa de distribuição potencial de *Monodelphis rubida* gerado por distância euclidiana. Presença mínima (cinza claro) e adequabilidade > 0.75 (cinza escuro). O círculo preenchido indica a localidade onde a espécie foi registrada.

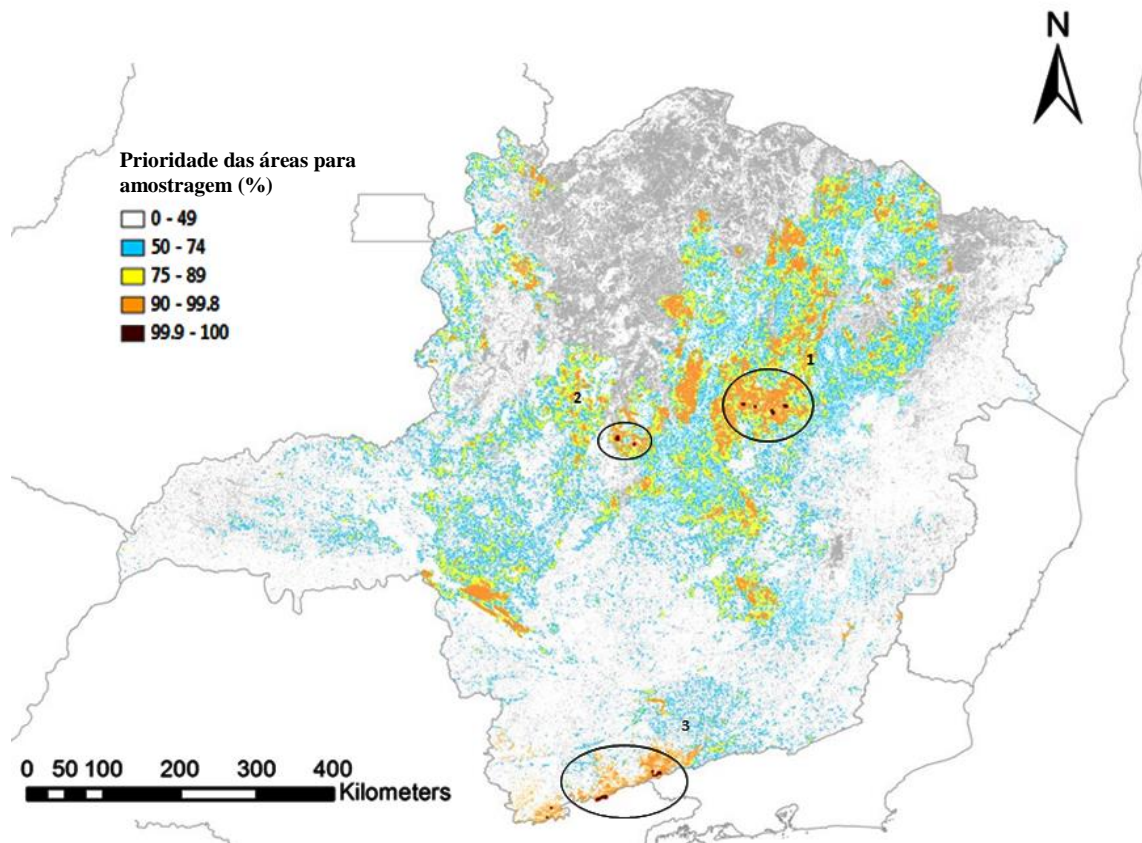


Figura 12. Áreas indicadas na priorização pelo software Zonation, com mapas de presença mínima (LPT). 1) Diamantina, Couto de Magalhães de Minas, São Gonçalo do Rio Preto e Senador Modestino; 2) Três Marias; 3) Delfim Moreira, Itamonte, Camanducaia, Gonçalves, Sapucaí-Mirim.

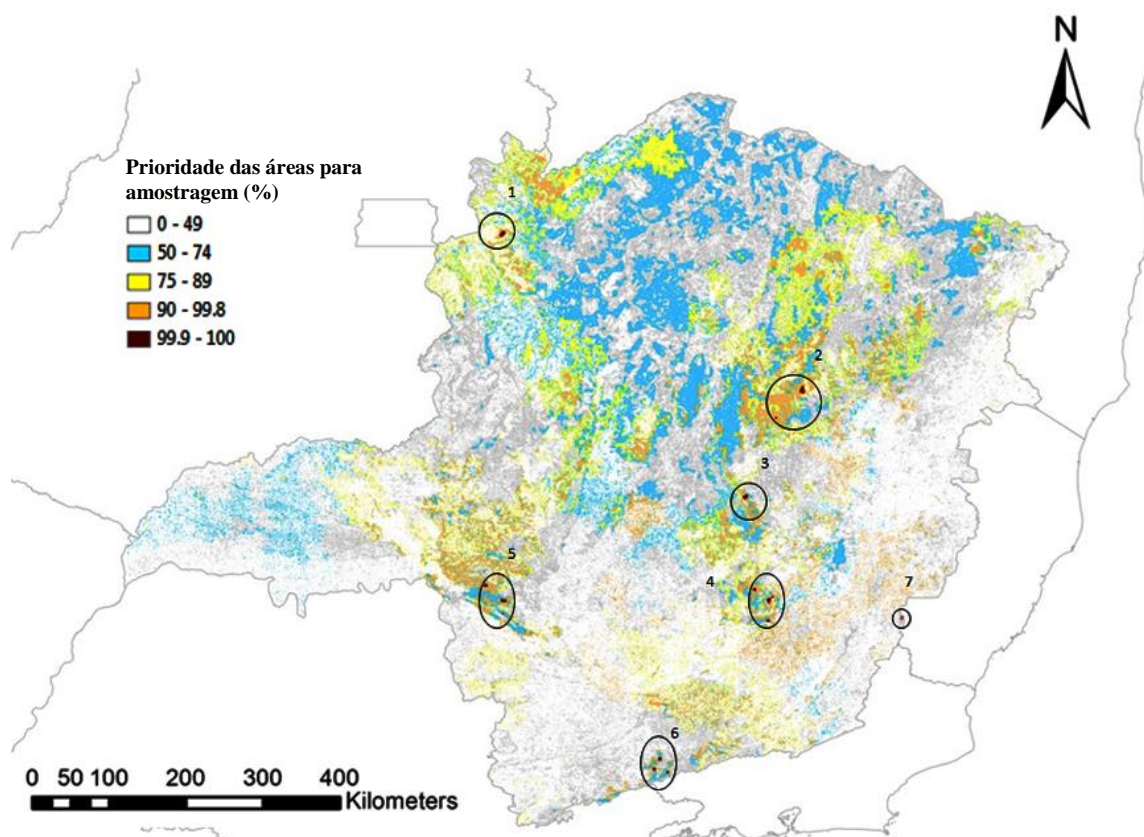


Figura 13. Áreas indicadas na priorização pelo software Zonation, com mapas de alta adequabilidade (>0.75). 1) Unaí; 2) Itamarandiba, São Gonçalo do Rio Preto, Felício dos Santos; 3) Conceição do Mato Dentro, Congonhas do Norte, Santana do Riacho; 4) Santa Bárbara, Mariana, Alvinópolis; 5) São Roque de Minas, Delfinópolis; 6) Baependi, Aiuruoca, Bocaina de Minas, Itamonte, Alagoa; 7) Alto Caparaó.

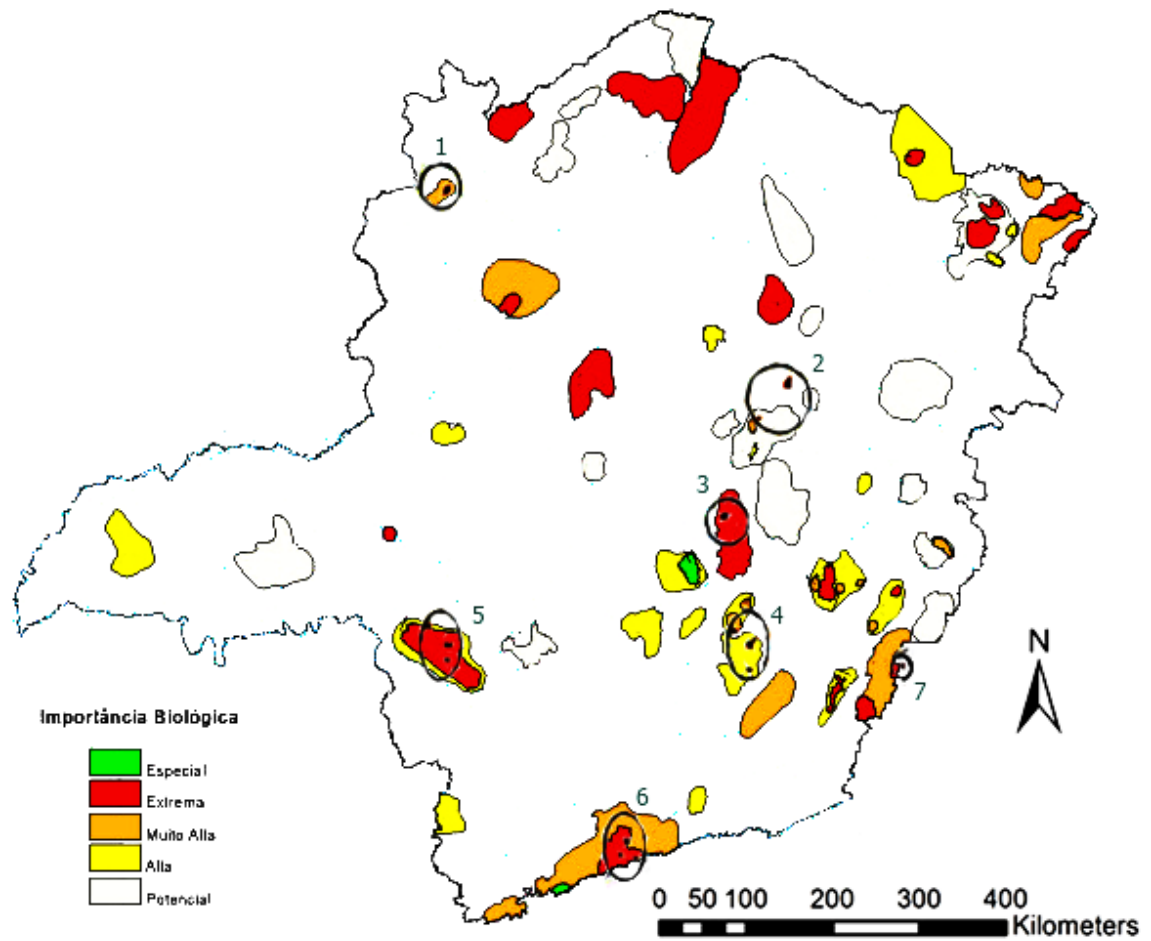


Figura 14. Áreas de importância biológica para mamíferos, indicadas pela Fundação Biodiversidades; e áreas prioritárias para estudos de roedores e marsupiais DD em Minas Gerais. (Mapa adaptado de Drummond et al., 2005). 1) Unaí; 2) Itamarandiba, São Gonçalo do Rio Preto, Felício dos Santos; 3) Conceição do Mato Dentro, Congonhas do Norte, Santana do Riacho; 4) Santa Bárbara, Mariana, Alvinópolis; 5) São Roque de Minas, Delfinópolis; 6) Baependi, Aiuruoca, Bocaina de Minas, Itamonte, Alagoa; 7) Alto Caparaó.

Tabela 4. Áreas indicadas na priorização espacial pelo Zonation utilizando mapas de presença mínima (LPT)

Área	Espécies	Fitofisionomias	Municípios	Áreas de Proteção
1	<i>Akodon lindberghi</i> , <i>Cryptonanus agricolai</i> , <i>Cerradomys marinhui</i> , <i>Carterodon sulcidens</i> , <i>Monodelphis iheringi</i> , <i>Monodelphis rubida</i> , <i>Phyllomys lamarum</i> , <i>Trinomys mirapitanga</i> , <i>Trinomys paratus</i>	Campo, Campo Cerrado, Campo Rupestre, Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana	Diamantina, Couto de Magalhães de Minas, São Gonçalo do Rio Preto, Senador Modestino Gonçalves	PN das Sempre Vivas, EE Mata dos Ausentes
2	<i>Akodon lindberghi</i> , <i>Cryptonanus agricolai</i> , <i>Cerradomys marinhui</i> , <i>Carterodon sulcidens</i> , <i>Monodelphis iheringi</i> , <i>Monodelphis rubida</i> , <i>Phyllomys lamarum</i> , <i>Trinomys mirapitanga</i> , <i>Trinomys paratus</i>	Campo, Campo Cerrado, Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana	Três Marias	---
3	<i>Akodon mystax</i> , <i>Brucepattersonius griserufescens</i>	Floresta Ombrófila Alto Montana, Campo	Delfim Moreira, Itamonte, Camanducaia, Gonçalves, Sapucaí-Mirim	APA Serra da Mantiqueira, PN Itatiaia, APA Fernão Dias

Tabela 5. Áreas indicadas na priorização espacial pelo Zonation utilizando mapas de alta adequabilidade ambiental (>0.75)

Área	Espécies	Fitofisionomias	Municípios	Áreas de Proteção
1	<i>Cryptonanus agricolai</i>	Cerrado, Campo, Campo Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Vereda	Unaí	---
2	<i>Cryptonanus agricolai</i> , <i>Carterodon sulcidens</i> , <i>Phyllomys lamarum</i> , <i>Trinomys mirapitanga</i>	Campo, Campo Cerrado, Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana	Itamarandiba, São Gonçalo do Rio Preto, Felício dos Santos	EE Mata dos Ausentes
3	<i>Akodon lindberghi</i> , <i>Cerradomys marinhui</i> , <i>Monodelphis iheringi</i>	Campo, Campo Rupestre, Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana	Conceição do Mato Dentro, Congonhas do Norte, Santana do Riacho	PE Serra do Intendente, PN Serra do Cipó
4	<i>Monodelphis rubida</i> , <i>Trinomys paratus</i>	Floresta Estacional Semidecidual Montana, Campo, Campo Rupestre	Santa Bárbara, Mariana, Alvinópolis	APA Sul-RMBH, PE Itacolomi
5	<i>Akodon lindberghi</i> , <i>Cerradomys marinhui</i> , <i>Monodelphis iheringi</i> , <i>Trinomys paratus</i>	Campo, Campo Rupestre, Campo Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Cerrado	São Roque de Minas, Delfinópolis	PN Serra da Canastra
6	<i>Akodon mystax</i>	Floresta Ombrófila Alto Montana, Campo, Floresta Ombrófila Montana	Baependi, Aiuruoca, Bocaina de Minas, Itamonte, Alagoa	APA Serra da Mantiqueira, PE Serra do Papagaio, PN Itatiaia
7	<i>Akodon mystax</i> , <i>Brucepattersonius griserufescens</i>	Floresta Estacional Semidecidual Montana, Campo, Campo Rupestre	Alto Caparaó	PN Caparaó

Discussão

Modelos de distribuição para busca por novas populações

As áreas aqui indicadas para o estudo de espécies DD em Minas Gerais podem reduzir o custo associado à busca por novas populações, que é influenciado diretamente pelo tempo dos trabalhos em campo. Estas áreas foram indicadas com base em informações ambientais dos locais onde já foram registradas as espécies, sendo assim de maior similaridade ambiental com estes locais e, quando comparado com coletas aleatórias, pode reduzir o tempo de estudo em até 70% (Guisan et al., 2006).

Apesar da busca por novas populações não ter sido realizada para as áreas indicadas neste estudo, alguns trabalhos mostram resultados positivos no uso de modelos para selecionar áreas para coleta de espécies com poucos dados (Rebello & Jones, 2010; Siqueira et al., 2009; Williams et al., 2009; Guisan et al., 2006; Raxworthy, et al., 2003). Espera-se, assim, que trabalhos futuramente realizados nestes locais possam confirmar a presença de algumas das espécies de roedores ou marsupiais DD que ocorrem em Minas Gerais. Deve-se lembrar, no entanto, que a distribuição resultante destes modelos é mais próxima ao nicho fundamental. Por isso, os locais indicados não terão necessariamente a ocorrência da espécie, o que pode ser o caso das áreas indicadas no presente estudo.

O uso de modelos de distribuição é mais comum em regiões de clima temperado, que em regiões tropicais (Cayuela et al., 2009). Em ambientes de clima temperado, há em geral mais informações sobre as espécies (Guisan et al., 2006; Engler et al., 2004; Collen et al., 2008) (mesmo para espécies raras), o que contribui muito para a aplicação de modelos de distribuição, assim como para a avaliação estatística desses modelos. A realidade de regiões tropicais é bem diferente, com um elevado número de espécies raras, e pouquíssimas populações conhecidas para outras espécies (Cayuela et al., 2009). Dessa forma, ao invés de seguir os métodos utilizados em regiões de clima temperado, devemos buscar por novas abordagens ao estudar espécies raras em regiões tropicais.

Um dos problemas que se encontra ao trabalhar com espécies com poucos registros conhecidos é avaliar a acurácia dos modelos, sendo difícil saber qual tem um melhor desempenho para trabalhar com os dados que estamos inserindo (Bean et al., 2012). Os índices utilizados para avaliar a acurácia dos modelos (Kappa, TSS, AUC) necessitam de dados de ausência. Dados de ausência não são comumente registrados, sendo ainda mais difíceis de serem encontrados na literatura que dados de presença.

Uma solução comumente utilizada é criar essas ausências dentro do espaço no qual estão sendo realizados os modelos de distribuição, ausências essas que são conhecidas como pseudo-ausências. O problema é que para as espécies deficientes em dados pode ser arriscado definir pseudo-ausências, uma vez que não conhecemos muito da biologia de tais espécies e a “raridade” das mesmas pode ser simplesmente por não serem capturadas com os métodos usuais de amostragem. Dessa forma, avaliar tais modelos utilizando dados de ausências não verdadeiras pode ser ainda pior do que não avaliar os modelos.

A alternativa que utilizei neste estudo para lidar com tal problema foi reduzir as incertezas associadas a estes modelos. Isto foi feito utilizando mais de um algoritmo e considerando somente a área de consenso entre eles como mapa final de potencial distribuição das espécies. É importante lembrar que o uso de consenso entre modelos não substitui a avaliação dos mesmos, e pode não ser uma boa opção quando temos dados suficientes para avaliar os modelos e selecionar um algoritmo que tenha melhor desempenho para os dados que se está utilizando (Liu et al., 2009). No caso das espécies estudadas aqui, com baixo número de registros de ocorrência, e sem o uso de ausências ou pseudo-ausências para gerar os modelos de distribuição potencial, o consenso parece uma boa opção.

Priorização espacial e planejamento de coletas

Uma nova abordagem é apresentada neste estudo, com o uso de algoritmos de priorização espacial na seleção de áreas para coleta. Os algoritmos de priorização espacial são utilizados geralmente em trabalhos de planejamento sistemático de conservação (Cabeza & Moilanen, 2001; Lourival et al., 2009). Porém, como eles trabalham com complementaridade, podem ser aplicados em situações nas quais o objetivo seja indicar um conjunto mínimo de áreas que represente o maior número de elementos que foram inseridos no modelo.

A associação dos modelos de distribuição de espécies a algoritmos de priorização espacial resultou em um conjunto mínimo de áreas com distribuição potencial de todas as espécies DD que foram inseridas no modelo. Quando se trabalha com mapas de distribuição potencial para várias espécies, a priorização espacial pode otimizar esses resultados, ao reduzir a áreas para estudos em campo. Assim como os modelos de distribuição, esses algoritmos também podem reduzir tempo e custo de estudo ao indicar um conjunto menor e de maior prioridade para realizar coletas.

Uma vantagem de utilizar o Zonation é que ele irá priorizar, dentro do conjunto de áreas resultantes dos modelos de distribuição, os locais de maior sobreposição na distribuição das espécies, sem perda de área para espécies de distribuição isolada. Ainda, dentre as áreas indicadas ele dará um valor mais elevado de prioridade aos locais com maiores remanescentes de vegetação.

A priorização feita tanto para mapas cortados por presença mínima quanto por alta adequabilidade, permite selecionar um conjunto mínimo de áreas que tenham também um maior valor de adequabilidade ambiental para o máximo de espécies. Para os resultados apresentados neste estudo, há dois conjuntos de áreas que apresentam juntas a distribuição potencial de todas as espécies (Tabela 4, Figura 12): 1) Três Marias (área 2) e Serra da Mantiqueira (área 3), ou 2) a região de São Gonçalo do Rio Preto (área 1) e Serra da Mantiqueira (área 3). Dentre as duas soluções, no entanto, a segunda pode apresentar uma vantagem em relação a primeira, pois a região de São Gonçalo do Rio Preto tem alta adequabilidade ambiental para quatro espécies (Tabela 5, Figura 13): *Cryptonanus agricolai*, *Carterodon sulcidens*, *Phyllomys lamarum* e *Trinomys mirapitanga* (área 2). Como a região da Serra da Mantiqueira tem alta adequabilidade ambiental para *Akodon mystax* (área 6), tem-se ao final a amostragem em duas áreas, que apresentam distribuição potencial para todas as onze espécies, sendo de alta adequabilidade ambiental para cinco destas.

Pode-se notar que o PN do Caparaó é um local de alta adequabilidade para *Akodon mystax* e *Brucepattersonius griserufescens* (área 7 – Tabela 5, Figura 13). Na realidade, ao cortar os mapas de distribuição das espécies por valores de alta adequabilidade ambiental, essa é a única área restante para *B. griserufescens*. Apesar de essa região apresentar registros de ocorrência conhecidos para as duas espécies, ela deve ser mais bem amostrada visto que esses registros estão concentrados em uma única área, próxima ao Alto Caparaó.

Outra solução entre o conjunto de alternativas apresentadas seria a coleta em mais regiões, para aumentar o número de áreas com alta adequabilidade ambiental para um maior número de espécies. A coleta, além das duas áreas já mencionadas acima (áreas 2 e 6 – Tabela 5, Figura 13), incluiria as regiões de (Tabela 5, Figura 13): 1) Conceição do Mato Dentro (área 3) para *Akodon lindberghi*, *Cerradomys marinhus* e *Monodelphis iheringi*; e 2) Mariana (área 4) para *Monodelphis rubida* e *Trinomys paratus*. Essa alternativa apresenta um conjunto de áreas de alta adequabilidade ambiental para dez espécies. A única espécie não incluída em área de alta

adequabilidade seria *Brucepattersonius griserufescens*, que, no entanto, apresenta uma distribuição potencial na Serra da Mantiqueira.

Áreas de importância biológica em Minas Gerais

Em 2005, A Fundação Biodiversitas fez um atlas de áreas prioritárias para conservação em Minas Gerais (Drummond et al., 2005). Todas as regiões indicadas aqui para coleta indicam algum nível de importância biológica para mamíferos de acordo com esse atlas. Infelizmente, várias dessas áreas estão sofrendo também com algum tipo de pressão antrópica, seja de forma direta ou indireta.

A área de Águas Vertentes/Rio Preto (área 1 – Tabela 4, Figura 12; área 2 - Tabela 5, Figura 13) é de interesse potencial, pois é uma região que necessita de inventários e o principal impacto nessa região é a agropecuária. A área da Serra do Cipó (área 3 - Tabela 5, Figura 13) é de importância biológica extrema. Está inserida nas

formações vegetacionais de Campos Rupestres, com alto grau de endemismo para vários grupos (Leite et al., 2008; Vasconcelos et al., 2008; Zappi & Taylor, 2008). Essa área é hoje muito impactada por fogo, atividades agropecuárias, turismo desordenado, loteamentos e mineração.

O Complexo do Itacolomi/Andorinhas (área 4 – Tabela 5, Figura 13) é de importância biológica alta: apresenta espécies de distribuição restrita a essa área, e alta riqueza de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas no estado de Minas Gerais. As principais pressões antrópicas encontradas na área são desmatamentos, mineração intensa, fogo, expansão urbana e expansão da rede viária.

A área do Parque Nacional do Itatiaia/Parque Estadual Serra do Papagaio (área 3 – Tabela 4, Figura 12; área 6 – Tabela 5, Figura 13), é uma região de importância biológica extrema. Apresenta alta riqueza de espécies, e ocorrência de várias espécies ameaçadas no estado de Minas Gerais. Das quatro regiões, é a que apresenta maior grau de conservação, mas tem também uma pressão antrópica potencialmente alta, por estar inserida em área de grande pressão agrícola e fragmentação dos remanescentes.

Esses resultados mostram que as regiões de maior prioridade para estudo de espécies de pequenos mamíferos DD já foram identificadas, anteriormente, como áreas de importância biológica no estado de Minas Gerais. Vários dos remanescentes indicados estão inseridos também em áreas de proteção integral, porém a presença das espécies no local deve ser confirmada, e atenção deve ser dada aos remanescentes que estão fora de áreas protegidas.

Busca por novos registros de espécies Deficientes em Dados

Incertezas taxonômicas, informações inadequadas sobre a distribuição, tendências populacionais e/ou ameaças, são as principais características ligadas a deficiência de dados (Hilton-Taylor et al., 2009). Para pequenos mamíferos, acrescentam-se ainda as dificuldades de captura e o alto número de descrições recentes para alguns grupos (Paglia et al., 2012).

Uma incerteza taxonômica associada aos registros utilizados para modelagem, e a identificação incorreta dos indivíduos, poderiam aumentar a área de distribuição final ao incluir uma maior variação ambiental no nicho da espécie. Esse problema pode estar associado, por exemplo, às espécies do gênero *Monodelphis* classificadas como DD.

Segundo Pine and Handley (2007), a necessidade de revisão para *Monodelphis* é notada por diversos autores desde 1981. Para várias localidades onde os indivíduos foram identificados como *Monodelphis iheringi* há muitas dúvidas quanto a sua validade, acreditando-se que em algumas delas a classificação correta seria *Monodelphis americana* (Pine and Handley, 2007). Para estes autores, a distribuição de *M. iheringi* se restringe somente a uma faixa próxima a região costeira que vai de Espírito Santo a Rio Grande do Sul. Segundo esta distribuição, a espécie não ocorre em Minas Gerais. Entre 2008 e 2009, no entanto, indivíduos coletados em Santo Antônio do Amparo, em Minas Gerais (Apêndice A), e depositados na Universidade Federal de Lavras, foram identificados como *Monodelphis iheringi* (Rocha et al., 2011).

Para *Monodelphis rubida*, alguns autores consideram que o único registro válido para a espécie é o holótipo, com localidade definida como ‘Bahia, Brasil’ (Pine & Handley, 2007). Espécies coletadas posteriormente na Bahia foram identificadas como *Monodelphis rubida* (Lemos et al., 2000), mas de acordo com Pine and Handley (2007), as dimensões, dentições e pelagem não correspondem àquela do holótipo. Outros espécimes depositados em museus necessitam ainda de revisão para confirmar a sua identidade.

Em Minas Gerais, foram registrados indivíduos de *M. rubida* para Viçosa (Apêndice A) e Mariana. O registro de Mariana não foi incluído no modelo devido a ausência de localidade específica (registro em sede do município), mas a região foi indicada para coleta dessa espécie. Esse registro é de 1906, e o material está depositado na coleção do MZUSP. Como o registro é muito antigo, talvez seja interessante a coleta para verificar se a espécie ocorre na região.

Espécies difíceis de identificar sem o auxílio de um especialista também podem gerar vários dados errôneos, que quando inseridos em um modelo sobrestimam a distribuição potencial das espécies. As espécies dos gêneros *Cryptonanus* e *Gracilinanus*, por exemplo, são similares em tamanho e características externas e, portanto, são dificilmente distinguíveis em campo (Voss et al. 2005).

Outra característica associada a espécies deficientes em dados é a dificuldade de captura. Algumas espécies podem ser raras ou não são capturadas pelos métodos usuais de coleta (gaiolas). Temos o caso, por exemplo, do gênero *Phyllomys*, que são espécies arborícolas e de hábito alimentar herbívoro (Leite, 2003), dificilmente sendo capturadas em armadilhas. *Carterodon sulcidens* é outra espécie que merece especial atenção quanto a metodologia para amostragem. Essa espécie é semi-fossorial, e por isso é provável que seja capturada principalmente em armadilhas do tipo pitfall. Essa metodologia, porém, nem sempre é utilizada em trabalhos de campo.

Outras espécies, como *Cerradomys marinhui* e *Trinomys mirapitanga*, foram descritas recentemente. Para estas, assim como para todas as outras espécies ‘Deficiente em Dados’ é necessário mais esforço em campo e a utilização de vários métodos de amostragem para entender melhor sobre sua distribuição e biologia. Esses estudos podem gerar dados também para uma avaliação das possíveis ameaças sobre essas espécies.

Conclusão

Há muitas áreas prioritárias para estudos de espécies de roedores e marsupiais DD em Minas Gerais, e, ainda que estas espécies não sejam geralmente incluídas em planejamentos de áreas de proteção ambiental, várias das áreas prioritárias para estudos destas espécies estão inseridas em unidades de proteção integral. Esta, no entanto, não é uma justificativa para que estudos sejam protelados nestas áreas. Não se sabe, somente com os modelos de distribuição, se há realmente a ocorrência destas espécies no local. Assim, estudos devem ser realizados nestas áreas para busca por novas populações destas espécies DD.

O planejamento de estudos em campo é essencial para reduzir o tempo e custo envolvidos no desenvolvimento destes trabalhos. Neste contexto, modelos de distribuição de espécies aliados a algoritmos de priorização espacial deveriam ser mais amplamente aplicados para seleção de áreas de amostragem, visto que podem diminuir tanto os custos de amostragem quanto os vieses de seleção de áreas para coleta. Esses

modelos podem ser aplicados para qualquer espécie, sendo de especial interesse para espécies raras, pois podem poupar o tempo em campo em busca de novas populações indicando locais com ambientes similares ao conhecido para a espécie.

Referências Bibliográficas

- Alves, R.J.V., Kolbel, J. 1994. Plant species endemism in savanna vegetation on table mountains (Campo Rupestre) in Brazil. *Vegetatio* 113, 125-139.
- Bean, W.T., Stafford, R., Brashares, J.S. 2012. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* 35, 250-258.
- Bezerra, A.M.R., Carmignotto, A.P., Rodrigues, F.H.G. 2009. Small non-volant mammals of an ecotone region between the Cerrado hotspot and the Amazonian Rainforest, with comments on their taxonomy and distribution. *Zoological Studies* 48(6), 861-874.
- Bezerra, A.M.R., Marinho-Filho, J., Carmignotto, A.P. 2011. A review of the distribution, morphometrics, and habitat of owl's spiny rat *Carterodon sulcidens* (Lund, 1841) (Rodentia: Echimyidae). *Zoological Studies* 50(5), 566-576.
- Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L.V.B., Bastos, R.P., Pinto, M.P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions* 12, 475-482.
- Bonvicino, C.R. 2003. A new species of *Oryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) of the *subflavus* group from the Cerrado of Central Brazil. *Mammalian Biology* 68, 78-90.
- Brito, D. 2010. Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. *Basic and Applied Ecology* 11, 709-713.
- Brown, B.E. 2004. Atlas of New World marsupials. *Fieldiana Zoology* 102, 308pp.
- Cabeza, M., Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *TRENDS in Ecology and Evolution* 16(5), 242-248.
- Carmignotto, A.P., Aires, C.C. 2011. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biota Neotropica* 11(1), 313-328.
- Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J. 1993. DOMAIN : a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2, 667-680.
- Cayuela, L., Golicher, D.J., Newton, A.C., Kolb, M., Albuquerque, F.S., Arets, E.J.M.M., Alkemade, J.R.M., Pérez, A.M. 2009. Species distribution modeling

- in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2(3), 319-352.
- Cherem, J.J., Graipel, M.E., Tortato, M., Althoff, S., Brüggemann, F., Matos, J., Voltolini, J.C., Freitas, R., Illenseer, R., Hoffmann, F., Ghizoni-Jr., I.R., Bevilacqua, A., Reinicke, R., Salvador, C.H., Filippini, A., Furnari, N., Abati, K., Moraes, M., Moreira, T., Oliveira-Santos, L.G.R., Kuhnen, V., Maccarini, T., Goulart, F., Mozerle, H., Fantacini, F., Dias, D., Penedo-Ferreira, R., Vieira, B.P., Simões-Lopes, P.C. 2011., Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas* 24(3), 73-84.
- Collen, B., Ram, M., Zamin, T., McRae, L. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* 1 (2), 75-88
- DIVA-GIS. 2009. versão 7. < <http://www.diva-gis.org/>> (accessed May 2011).
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y (Org.). 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2 ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 222p.
- Emmons, L.H., Leite, Y.L.R., Kock, D., Costa, L.P. 2002. A review of the named forms of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) with the description of a new species from coastal Brazil. *American Museum Novitates* 3380, 1-40.
- FAO. 2012. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organizations of the United Nations, Rome, Italy. 46p.
- Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1), 38-49.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overall, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Júnior, M.A., Silva, M.N.F., Motta, C.S., Peres, C.A. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11, 139-150.
- Geise L., Cerqueira, R., Seuánez, H.N. 1996. Karyological characterization of a new population of *Akodon lindberghi* (Rodentia, Sigmodontinae) in Minas Gerais state (Brazil). *Caryologia* 49(1), 57-63.

- Geise, L., Smith, M.F., Patton, J.L. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in southeastern South America: mitochondrial DNA sequence analysis. *Journal of Mammalogy* 82(1), 92-101.
- Giarla, T.C., Voss, R.S., Jansa, S.A. 2010. Species limits and phylogenetic relationships in the didelphid marsupial genus *Thylamys* based on mitochondrial DNA sequences and morphology. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 346, 1-67.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A., Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20(2), 501-511.
- Hannibal, W., Caceres, N.C. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mammalia* 74, 247-255.
- Hershkovitz, P. 1990. Mice of the *Akodon boliviensis* size class (Sigmodontinae, Cricetidae), with the description of two new species from Brazil. *Zoology* 57, 1-35.
- Hershkovitz, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. *Bonner zoologische Beitrage* 47, 193-256.
- Hijmans, R.J., Guarino, L., Cruz, M., Rojas, E. 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1.DIVA-GIS. *Plant Genetic Resources Newsletter* 127, 15-19.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965-1978.
- Hilton-Taylor, C., Pollock, C.M., Chanson, J.S., Butchart, S.H.M., Oldfield, T.E.E., Katariya, V. 2009. State of the world's species. In: Vié, J-C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (eds.). *Wildlife in a changing world – An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN. 180p.
- Inventário Florestal. 2006. < <http://www.inventarioflorestal.mg.gov.br/>> (accessed November 2012).
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 30 pp.
- IUCN, 2012. Summary statistics. <<http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>>. (accessed December 2012).

- Jacobi, C.M., Carmo, F.F. 2008. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Megadiversidade* 4(1-2), 25-33.
- Lara, M.C., Patton, J.L., Hingst-Zaher, E. 2002. *Trinomys mirapitanga*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 67, 233-242.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391, 72-76.
- Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (Eds.). 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Recife.
- Leal, I. R., Silva, J. M. C., Tabarelli, M., Lacher, T. E. Jr. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19, 701–706.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd ed. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 853p.
- Leite, F.S.F., Juncá, F.A., Eterovick, P.C. 2008. Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Cadeia do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade* 4(1-2), 158-176.
- Leite, Y.L.R. 2003. Evolution and Systematics of the atlantic tree rats, genus *Phyllomys* (Rodentia, Echimyidae), with description of two new species. University of California Press 132, 118pp.
- Lemos, B., Weksler, M., Bonvicino, C.R. 2000. The taxonomic status of *Monodelphis umbristriata* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalia* 64(3), 329-337.
- Liu, C., White, M., Newell, G. 2009. Measuring the accuracy of species distribution models: a review. 18TH World IMACS/MODSIM Congress, Cairns, Australia. 4241-4247.
- Lourival, R., McCallum, H., Grigg, G., Arcangelo, C., Machado, R., Possingham, H. 2009. A systematic evaluation of the conservation plans for the Pantanal wetland in Brazil. *Wetlands* 29(4), 1189-1201.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J., Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22(6), 1424-1442.

- Milner-Gulland, E.J., Kreuzberg-Mukhina, E., Grebot, B., Ling, S., Bykova, E., Abdusalamov, I., Bekenov, A., Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Salnikov, V., Stogova, L. 2006. Application of IUCN red listing criteria at the regional and national levels: a case study from Central Asia. *Biodiversity and Conservation* 15, 1873-1886.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Gil, P.R., Pilgrim, J., Fonseca, G., Brooks, T., Konstant, W.R. (Eds.). 2002. *Wilderness: Earth's last wild places*. CEMEX, Mexico City, Mexico. 576p.
- Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J.D., Brooks, T.B., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J.L., Fonseca, G.A.B. (Eds.). 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions*. CEMEX, Mexico City, Mexico. 390p.
- MMA. 2012. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados>> (accessed September 2012).
- Moerman, D.E., Estabrook, G.F. 2006. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of Biogeography* 33, 1969-1974.
- Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H. (Eds.). 2009. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, USA. 320p.
- Moore, J., Balmford, A., Allnutt, T., Burgess, N. 2004. Integrating costs into conservation planning across Africa. *Biological Conservation* 117, 343-350.
- Muñoz, M.E.S., De Giovanni, R., Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L., Canhos, V.P. 2009. *Geoinformatica* 15, 111-135.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- OpenModeller. 2011. versão 1.2. < <http://openmodeller.sourceforge.net/>> (accessed May 2011).
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. da C., Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2ª Edição*. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.

- Pautasso, M., McKinney, M.L. 2007. The botanist effect revisited: plant species richness, count area, and human population size in the United States. *Conservation Biology* 21(5), 1333-1340.
- Pine, R.H. 1977. *Monodelphis iheringi* (Thomas) is a recognizable species of Brazilian opossum (Mammalia, Marsupialia, Didelphidae). *Mammalia* 41, 235-237.
- Pine, R.H., Handley Jr., C.O. 2007. Genus *Monodelphis*. In: Gardner AL, ed. *Mammals of South America*. Chicago, Illinois: University of Chicago Press.
- Pinto, I.S., Botelho, J.R., Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Linardi, P.M. 2009. Siphonaptera associated with wild mammals from the central Atlantic Forest biodiversity corridor in southeastern Brazil. *Journal of Medical Entomology*, 46(5), 1146-1151.
- Queirolo, D., Granzinoli, M.A.M. 2009. Ecology and natural history of *Akodon lindberghi* (Rodentia, Sigmodontinae) in southeastern Brazil. *Iheringia* 99(2), 189-193.
- Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S., Pirani, J.R. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4(1-2), 16-24.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837-841.
- Rebelo, H., Jones, G. 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology* 47, 410-420.
- Rivers, M.C., Bachman, S.P., Meagher, T.R., Lughadha, E.N., Brummitt, N.A. 2010. Subpopulations, locations and fragmentation: applying IUCN red list criteria to herbarium specimen data. *Biodiversity and Conservation* 19, 2071-2085.
- Rocha, M.F., Passamani, M., Louzada, J. 2011. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. *PLOS One* 8 (6), e23312.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2), 71-76.
- Santos, J.C., Leal, I.R., Almeida-Cortez, J.S., Fernandes, G.W., Tabarelli, M. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science* 4(3), 276-286.

- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., et al. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322, 225-230.
- Scolforo, J.R., Carvalho, L.M.T. (Ed.). 2006. Mapeamento e Inventário da Flora e dos Reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: UFLA. 288p.
- Silva, J.A., Machado, R. B., Azevedo, A.R., et al. 2008. Identificação de áreas insubstituíveis para conservação da Cadeia do Espinhaço, estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. *Megadiversidade* 4 (12), 240-270.
- Siqueira, M.F., Durigan, G., De Marco, P., Peterson, A.T. 2009. Something from nothing: using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* 17(1), 25-32.
- Vasconcelos, M.F., Lopes, L.E., Machado, C.G., Rodrigues, M. 2008. As aves dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço: diversidade, endemismo e conservação. *Megadiversidade* 4(1-2), 197-217.
- Voss, R.S., Lunde, D.P., Jansa, S.A. 2005. On the contents of *Gracilinanus*, with the description of a previously unrecognized clade of small didelphid marsupials. *American Museum Novitates* 3482, 1-36.
- Williams, J.N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M., Schwartz, M.W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions* 15, 565-576.
- WorldClim. Global Climate Data. < <http://www.worldclim.org/>> (accessed May 2011)
- Zappi, D., Taylor, N. 2008. Diversidade e endemismo nas Cactaceae na Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4(1-2), 111-116.
- Zonation. 2012. versão 3.1 < <http://www.helsinki.fi/bioscience/consplan/software/Zonation/downloads.html>> (accessed July 2012)

Apêndices

Apêndice A. Espécies de pequenos mamíferos ‘Deficientes em Dados’ ocorrendo em Minas Gerais com localidade dos registros de ocorrência e coordenadas geográficas do local, referência da obtenção do registro, e coleção na qual os espécimes estão tombados.

Espécie	Localidade	Longitude	Latitude	Referência	Coleção	Nº de tomo
<i>Akodon lindberghi</i>	PN de Brasília, Brasília/DF	-47.9617	-15.7176	Hershkovitz 1990	FMNH	128292-128298
<i>Akodon lindberghi</i>	Sítio Maglândia, Simão Pereira/MG	-43.3167	-21.9667	Geise et al 1996	MNRJ	33681-33686; 33703; 48026
<i>Akodon lindberghi</i>	PN Serra da Canastra/MG	-46.6667	-20.3333	Queirolo & Granzinolli 2009	MZUSP	
<i>Akodon lindberghi</i>	Juiz de Fora/MG	-43.4500	-21.6833	Queirolo & Granzinolli 2009	MZUSP	
<i>Akodon mystax</i>	Terreirão, PN do Caparaó/MG	-41.8114	-20.4205	Hershkovitz 1998	MNRJ	32016
<i>Akodon mystax</i>	Brejo da Lapa, Itatiaia/RJ	-44.7167	-22.3833	Geise et al. 2001	MNRJ	48041
<i>Brucepattersonius griserufescens</i>	Terreirão/PN do Caparaó-MG	-41.8114	-20.4205	Hershkovitz 1998	MNRJ	32016
<i>Carterodon sulcidens</i>	Bataguassu/MS	-52.9833	-21.7333	Bezerra et al. 2011	FMNH	98092
<i>Carterodon sulcidens</i>	Serra da Mesa/GO	-48.3167	-13.8833	Bezerra et al. 2011	MNRJ	54368
<i>Carterodon sulcidens</i>	Fazenda Lapa Vermelha, Pedro Leopoldo/MG	-44.0333	-19.6167	Bezerra et al. 2011	MNRJ	24226-24228
<i>Carterodon sulcidens</i>	PN Grande Sertão Veredas, Formoso/MG	-45.8667	-15.2667	Bezerra et al. 2011	MZUSP	34764
<i>Carterodon sulcidens</i>	Brasília/DF	-47.9333	-15.7833	Bezerra et al. 2011	MNRJ	22235; 22238
<i>Carterodon sulcidens</i>	PE Serra de Caldas, Caldas Novas/GO	-48.6667	-17.7833	Bezerra et al. 2011	UnB	2716
<i>Carterodon sulcidens</i>	EE Serra das Araras, Porto Estrela/MT	-57.2000	-15.6500	Bezerra et al. 2011	MZUSP	34765-34767
<i>Carterodon sulcidens</i>	APM Manso, Chapada do Guimarães/MT	-55.8000	-14.8667	Bezerra et al. 2011	UnB	888; 1663
<i>Carterodon sulcidens</i>	Serra do Roncador, 260Km N de Xavantina/MT	-51.7667	-12.8500	Bezerra et al. 2011	BMNH/ MN	79212-79214; 79216-79222 / 24230
<i>Cerradomys marinhus</i>	Córrego Dois Irmãos, Barão de Cocais /MG	-43.4735	-19.8930	SpLink	UFES-MAM	1572
<i>Cerradomys marinhus</i>	Fazenda Sertão do Formoso, Jaborandi/GO	-45.9500	-14.8000	Bonvicino 2003	MNRJ	63810-63814; 63816-63840
<i>Cerradomys marinhus</i>	EE Serra Geral do Tocantins, 70Km de Rio da Conceição/TO	-46.8908	-11.2124	Carmignotto & Aires 2011	MZUSP	

Apêndice A. (continuação)

<i>Cerradomys marinhus</i>	EE Serra Geral do Tocantins, Formosa do Rio Preto/BA	-46.2126	-10.7256	Carmignotto & Aires 2011	MZUSP	
<i>Cryptonanus agricolai</i>	São Luís do Paraitinga/SP	-45.3144	-23.2572	SpLink	ZUEC-MAM	2454
<i>Cryptonanus agricolai</i>	20Km NW de Colinas do Sul/GO	-48.0500	-14.2000	Voss et al 2005	MNRJ	36305; 36526
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Lagoa Santa/MG	-43.8833	-19.6333	Voss et al 2005	NHM/ ZMUC	93.4.16.4 / 149-152; 154; 155; 157; 160 6822
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Ilha do Bananal/TO	-50.2500	-11.5000	Bezerra et al. 2009	MZUSP	
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Fazenda Guarani, 2.9Km N de Exu/CE	-38.3333	-5.1092	Giarla et al. 2010	MZUSP	16610
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Escola Agrícola, 0.7Km S de Exu/CE	-38.3333	-5.1408	Giarla et al. 2010	MZUSP	16961
<i>Cryptonanus agricolai</i>	EE Serra Geral do Tocantins, 70 Km de Rio da Conceição/TO	-46.8500	-11.2333	Carmignotto & Aires 2011	MZUSP	
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Dois Irmãos do Buriti/MS	-55.2986	-20.5208	Hannibal & Caceres 2010	UFMS	
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Dois Irmãos do Buriti/MS	-55.2956	-20.5575	Hannibal & Caceres 2010	UFMS	
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Dois Irmãos do Buriti/MS	-55.2969	-20.5631	Hannibal & Caceres 2010	UFMS	
<i>Monodelphis iheringi</i>	Parque Provincial Puerto Península, Misiones/Argentina	-54.5395	-25.6951	Brown 2004	MACN	22473-xx
<i>Monodelphis iheringi</i>	Lagoa Juparanã, Linhares/ES	-40.0100	-19.0966	SpLink	UFES-MAM	3624
<i>Monodelphis iheringi</i>	Santa Leopoldina/ES	-40.6167	-20.1000	SpLink	UFES-MAM	2752
<i>Monodelphis iheringi</i>	ReBio Duas Bocas, Cariacica/ES	-40.5219	-20.2811	Pinto et al. 2009	UFES-MAM	509; 512; 513; 516
<i>Monodelphis iheringi</i>	PE da Serra do Tabuleiro, Santo Amaro da Imperatriz/SC	-48.8167	-27.7167	Cherem et al. 2011	UFSC	857; 858; 3533; 3797; 3798; 4055; 4586; 4587
<i>Monodelphis iheringi</i>	Riacho Grande, São Bernardo do Campo/SP	-46.5833	-23.8000	Coleção MZUSP	MZUSP	30638
<i>Monodelphis iheringi</i>	Corupá(Colonia Hansa)/SC	-49.2333	-26.4333	Pine 1977	MZUSP	847
<i>Monodelphis iheringi</i>	Santo Antônio do Amparo/MG	-44.8365	-20.8992	Rocha et al 2011	CMUFLA	
<i>Monodelphis iheringi</i>	Ibirama(Hamonia)/SC	-49.5167	-27.0667	Pine 1977	MZUSP	3417
<i>Monodelphis iheringi</i>	Joinville/SC	-48.8333	-26.3000	Pine 1977	MZUSP	3421(a); 3421(b)
<i>Monodelphis rubida</i>	Mata Da Prefeitura, 6 Km SW de Viçosa/MG	-42.8583	-20.8028	GBIF	USNM	552403

Apêndice A. (continuação)

<i>Monodelphis rubida</i>	Ribeirão Grande/SP	-48.3715	-24.0979	SpLink	MHNCI	4764
<i>Phyllomys lamarum</i>	EE de Acauã, Turmalina/MG	-42.7667	-17.1333	GBIF/SpLink	MVZ	197709
<i>Phyllomys lamarum</i>	Lamarão/BA	-38.8817	-11.7936	Emmons et al. 2002	BMNH/MNHN/ZMUC/FMNH	BMNH 3.9.5.96
<i>Phyllomys lamarum</i>	Camaratuba, Mamanguape/PB	-34.9700	-6.5922	Leite 2003	MZUSP	8413; 8415-8418
<i>Phyllomys lamarum</i>	Uruba, Mamanguape/PB	-35.1261	-6.8386	Leite 2003	MZUSP	8414
<i>Trinomys mirapitanga</i>	EE do Pau Brasil/BA	-39.1833	-16.3667	Lara et al. 2002	MNRJ	31422; 31459; 31460
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Fazenda São João, Nilo Peçanha/BA	-39.2327	-13.7010	Coleção UFMG	UFMG	2157-2159
<i>Trinomys mirapitanga</i>	EE Nova Esperança, Wenceslau Guimarães/BA	-39.7067	-13.5789	Coleção UFMG	UFMG	2155; 2156
<i>Trinomys mirapitanga</i>	PN do Pau Brasil, Porto Seguro/BA	-39.3036	-16.5122	Coleção UFMG	UFMG	2160
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Fazenda Serra Azul, Bandeira/MG	-40.5176	-15.8059	Coleção PUC-MG	MCN PUC Minas	1807
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Fazenda Araras, Ladainha/MG	-41.9632	-17.6128	Adriano Chiarello, comunicação pessoal	MNRJ	
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Fazenda Bom Jardim, Itarantim/BA	-40.1145	-15.8178	Adriano Chiarello, comunicação pessoal	MNRJ	
<i>Trinomys paratus</i>	Aracruz Florestal, Aracruz/ES	-40.1744	-19.8128	SpLink	UFES-MAM	2338
<i>Trinomys paratus</i>	Floresta da Capela de São Braz, Santa Teresa/ES	-40.6667	-19.8333	SpLink	UFES-MAM	3458
<i>Trinomys paratus</i>	Estação Biológica de Caratinga, Caratinga/MG	-41.8333	-19.8333	SpLink	MVZ	200466-200470
<i>Trinomys paratus</i>	ReBio Duas Bocas, Cariacica/ES	-40.5194	-20.2922	SpLink	UFES-MAM	1487
<i>Trinomys paratus</i>	Sítio Bem-te-vi, Viana/ES	-40.4944	-20.3494	SpLink	UFES-MAM	682-684; 821
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4581	-20.3678	SpLink	UFES-MAM	844
<i>Trinomys paratus</i>	Lagoa de Jacunem, Serra/ES	-40.2331	-20.1764	SpLink	UFES-MAM	967
<i>Trinomys paratus</i>	Parque do Caraça, 25Km SW Santa Bárbara/MG	-43.4884	-20.0977	Coleção UFMG	UFMG	1963

Lista de Abreviaturas

CMUFLA – Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Lavras, Brasil.

FMNH – Field Museum of Natural History, USA.

MACN – Museo Argentino de Ciencias Natureles “Bernardino Rivadavia”, Argentina.

MCN PUC Minas – Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.

MHNCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia, Paraná.

MNHN – Muséum National d’Histoire Naturelle, França.

MNRJ – Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.

MVZ – The Museum of Vertebrate Zoology, USA.

MZUSP – Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Brasil.

NHM – Natural History Museum, Inglaterra.

UFES-MAM – Coleção de Mamíferos da Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.

UnB – Universidade de Brasília, Brasil

USNM – National Museum of Natural History - Smithsonian Institution, USA.

ZUEC-MAM – Coleção de Mamíferos do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

ZMUC – Zoological Museum of the University of Copenhagen, Dinamarca.

ZUFSM – Coleção Científica da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.

Capítulo II

Estimativa de custo para avaliação do estado de conservação de mamíferos 'Deficientes em Dados' no Brasil

Resumo

Em estudos sobre a biodiversidade, pesquisas de campo são de extrema importância por trazerem novas informações sobre as espécies. Nas regiões tropicais há uma grande lacuna de conhecimento sobre a biodiversidade e um financiamento limitado para pesquisas básicas nesta área. O difícil acesso a várias regiões isoladas, no interior de grandes formações vegetacionais de áreas tropicais, torna o custo de estudo desses locais elevado. Por isso, deve-se ter um melhor direcionamento e planejamento dos recursos que serão aplicados a estudos com biodiversidade em regiões tropicais, e estimar o custo destes estudos é uma etapa importante deste processo. No presente estudo, é proposto um modelo para estimar custos de estudos em campo. A partir deste modelo, é estimado o custo para estudo com mamíferos ‘Deficientes em Dados’ ocorrendo no Brasil. Essas espécies são assim denominadas pela IUCN, e significa que as informações sobre elas são insuficientes para denominar seu estado de conservação. Os estudos em campo são necessários para obter novos dados para avaliar estas espécies. A estimativa de custo foi feita para 54 espécies de mamíferos nesta categoria no Brasil, e resultou em um valor aproximado de treze milhões de reais necessário para estudar estas espécies. A distribuição dos custos no país mostra que, o valor médio para estudo de espécies na região norte é maior que para outros locais. O custo total, no entanto, está bem distribuído pelo país devido a uma concentração de espécies na região sudeste do país, e ocorrências mais esparsas na região norte.

Palavras-chave: estimativa de custos; planejamento de coletas; espécies deficientes em dados; região tropical; biodiversidade.

Abstract

In biodiversity researches, field surveys are extremely important by bringing new information about species. In tropical regions, there is a large knowledge gap about biodiversity and a limited funding for basic researches in this area. The difficult to access several isolated regions, inside large vegetational formations in tropical areas, makes the cost of studying these sites higher. Therefore, there must be a better guidance and planning of resources that will be applied to biodiversity researches in tropical regions, and estimate the costs of these researches is an important stage of this procedure. In the present study, a model is proposed to estimate costs of field surveys. From this model, it is estimated the cost of studying 'Data Deficient' mammals occurring in Brazil. These species are denominated this way by IUCN, and means that the information about them is inadequate to assess their conservation status. Field studies are necessary to achieve new data to evaluate these species. The cost estimate was carried for 54 mammals' species in this category at Brazil, and resulted in an approximated value of thirteen million reais necessary to study these species. The distribution of the costs in the country shows that, the average value to study these species in the northern Brazil is higher than in other places. The total cost, however, is evenly distributed due to concentration of species in the southeast region of the country, and scattered occurrences in northern region.

Key words: cost estimate; surveys planning; data deficient species; tropical regions; biodiversity.

Introdução

Em estudos sobre a biodiversidade, pesquisas de campo são de extrema importância por trazerem novas informações sobre as espécies, permitindo um maior conhecimento sobre sua distribuição, tamanho e tendências populacionais, e degradação do habitat no qual elas se encontram. Foi baseado nessas características que a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) criou um conjunto de critérios quantitativos (IUCN, 2001; Mace et al, 2008) que permitem avaliar o estado de conservação das espécies (Cardoso et al. 2011; Rivers et al., 2010; Fitzpatrick et al., 2007; Rodrigues et al., 2006; Milner-Gulland et al., 2006).

Quando não há nenhuma dessas informações básicas sobre uma espécie, não é possível avaliar o seu estado de conservação e ela é classificada como ‘Deficiente em Dados’ (DD). Dentre as espécies DD, é comum encontrar espécies conhecidas apenas pela localidade-tipo, ou com material proveniente de localidade incerta. A ausência de novas informações pode fazer com que muitas espécies permaneçam nesta categoria por vários anos.

Nas regiões tropicais há uma grande lacuna de conhecimento sobre a biodiversidade, e é onde estão 80% das espécies DD (Hilton-Taylor et al., 2009; Shipper et al., 2008; Collen et al., 2008). O grande número de espécies classificadas como DD nestas regiões pode ser um reflexo da maior riqueza em locais de menor latitude (Pianka, 1966; Gaston, 2000), com vários organismos apresentando distribuição mais restrita (Stevens, 1989). Associado a isso, a maioria dos países em regiões tropicais está em desenvolvimento, com um financiamento limitado para pesquisas básicas em biodiversidade (Sheil, 2001). O acesso a várias regiões isoladas no interior de grandes florestas tropicais é também mais difícil, tornando o custo de estudo dessas áreas elevado.

Devido a todas essas dificuldades encontradas para o estudo da biodiversidade em regiões tropicais, deve-se ter um melhor direcionamento e planejamento dos recursos que serão aplicados a esses estudos. Para a realização de um projeto, estimar os custos é um passo importante para avaliar a viabilidade e qual a importância do estudo frente ao valor que deve ser aplicado para executá-lo.

Modelos para estimar custos são largamente utilizados em projetos de engenharia (Rostami et al., 2013; Lee et al., 2011) mas na área de biodiversidade, eles estão geralmente relacionados à implementação ou manejo de áreas de conservação

(Frazee et al., 2003). Uma das poucas estimativas de custo de estudos em campo para a região tropical foi realizada por Gardner e colaboradores (2008), em sítios de amostragem na Floresta Amazônica do estado do Pará. A estimativa desenvolvida por eles, no entanto, foi baseada em dados de um estudo multitaxonômico realizado no local.

Estimativas baseadas em experiências locais, não podem muitas vezes ser extrapoladas para outras áreas e neste ponto, modelos podem ser mais interessantes para a estimativa de custos. A ideia da estimativa é que ela seja mais rápida que um orçamento, e dê um valor preliminar do quanto é necessário investir para executar determinado projeto. Assim, são melhores para avaliar a viabilidade do mesmo, devido ao menor tempo de execução. Não substitui, porém, o orçamento, que é uma etapa posterior e deve ser realizado para dar valores mais detalhados de cada custo.

Na região Neotropical, o Brasil, além de ser o país com a mais rica mastofauna (Hilton-Taylor et al. 2009), tem também o maior número de mamíferos DD, com 105 espécies nesta categoria (IUCN, 2012). Esse número pode ser ainda maior, devido a grande quantidade de espécies descritas recentemente (Paglia et al., 2012) e, dentre estas, muitas provavelmente serão classificadas como ‘Deficiente em Dados’ quando avaliadas pelos critérios da lista vermelha da IUCN.

O objetivo deste estudo foi estimar os custos associados a estudos de campo a partir do desenvolvimento de um modelo. A estimativa foi feita para mamíferos classificados como DD ocorrendo no Brasil. Os estudos em campo são necessários para avaliar o estado de conservação destas espécies, e esta estimativa permite indicar as regiões do país onde os custos seriam mais elevados. Os resultados podem ser importantes para planejamentos ambientais por vários órgãos tanto governamentais quanto não governamentais, e também por pesquisadores que dependem de um financiamento limitado para realizar seus estudos.

Material e Métodos

Seleção de espécies

Dentre as 105 espécies de mamíferos que ocorrem no Brasil listados pela IUCN como ‘Deficientes em Dados’, selecionei as 80 que são continentais. Dessas excluí 26 espécies cuja principal solução é a revisão de espécimes depositados em museu, ou porque as espécies têm localidades incertas ou desconhecidas. Para as 54 espécies

restantes, levantei dados de registros de ocorrência publicados em artigos científicos, ou depositados em bancos de dados de museus e coleções científicas (Apêndice A).

A partir dos registros de ocorrência encontrados, e de informações sobre o ano em que a espécie foi registrada, número de populações conhecidas e abundância local, indiquei qual o tipo de estudo poderia gerar informações com maior eficiência para cada espécie: busca por novas populações, ou estudo das populações conhecidas. Para espécies com poucos registros e abundância local baixa, ou desconhecida, indiquei a busca por novas populações como a melhor solução; para espécies com mais registros ou abundância local alta, estudos populacionais.

Para as estimativas de estudos populacionais selecionei no máximo cinco populações de cada espécie para serem estudadas. Estabeleci dois anos de estudos mensais, com 10 dias em campo, o equivalente a 24 campanhas de 10 dias cada. Na estimativa de busca por novas populações considerei um prazo de 3 meses em campo (desconsiderando o tempo entre os estudos). Selecionei os locais para serem amostrados a uma distância máxima de 100 Km dos locais de ocorrência conhecidos para as espécies. Escolhi cinco locais para cada espécie, preferencialmente em Unidades de Conservação (MMA, 2012).

Modelos para estimativa de custos

Para gerar os modelos de estimativa de custo, utilizei as principais variáveis relacionadas às despesas em estudos de campo: preço do combustível, diárias de campo, e aluguel de carros ou embarcações.

Calculei o valor gasto com combustível para carros em cada campanha baseando no consumo médio do carro, na distância do ponto de partida até o local de coleta, e no valor do combustível no estado de onde o carro irá sair (ANP, 2012). O combustível gasto em embarcações foi calculado utilizando o rendimento do barco e o preço médio tabelado da gasolina com óleo náutico no norte do país. Utilizei sempre como ponto de partida, para a estimativa de custo, a capital mais próxima ao local de coleta.

Inseri valores de diárias de campo para mateiros, barqueiros, ajudantes e pesquisadores. O valor de diária de campo para mateiro seguiu os valores usualmente pagos, e o valor para barqueiros utilizei seguindo tabelas da associação de barqueiros da região norte do Brasil. As diárias para pesquisadores e estagiários foram baseados em valores sugeridos pelo Conselho Federal de Biologia (CFBio). O aluguel de carro e

embarcações pode variar, à medida que instituições tenham ou não os meios de transporte. Além de todos esses valores, foi inserido ainda um valor adicional para ser gasto com equipamentos de campo.

O modelo pra estimativa de custo de estudos em campo considera somente os custos de chegar até o local e do tempo de estudos. São desconsiderados custos posteriores com trabalhos de laboratório ou custos anteriores de planejamento. O modelo para estimar valores de trabalho de campo ficou como a seguir:

$$\text{Custo} = \sum \{ [((2 * D_c * P_c) / C_c) + ((2 * D_b * P_b) / C_b) + (A + M + V + B + P + E_s) * T] * N + E \}$$

Onde ‘D’ é a distância percorrida até o local de ocorrência da população (D_c – carro; D_b – barco), ‘P’ o preço do combustível (P_c – carro; P_b – barco), ‘C’ o consumo de combustível pelo automóvel (C_c – carro; C_b – barco), ‘A’ o preço do aluguel do carro, ‘V’ o preço de aluguel de voadeira, ‘M’ o valor da diária de mateiro, ‘B’ o valor da diária de barqueiro, ‘P’ o valor da diária de pesquisador, ‘E_s’ o valor da diária de ajudante em campo (estagiário), ‘T’ o número de dias em campo e ‘N’ o número de campanhas. ‘E’ é um valor adicional que seria de material para coleta ou outros custos menores de campo,

Resultados

Os valores de combustível para carro e da distância percorrida são variáveis. Os outros valores foram tomados como constantes, sendo eles: 10Km/L o consumo do carro, 1Km/L o consumo da voadeira, R\$120,00 a diária de aluguel do carro, R\$150,00 a diária de aluguel da voadeira, R\$50,00 a diária de mateiro e R\$100 a diária de barqueiro, R\$240 a diária de dois pesquisadores e R\$50,00 diária de estagiário. O tempo em campo para busca por registros foi considerado como 30 dias em cada localidade, e para estudo de novas populações foram consideradas 24 campanhas de 10 dias em cada local. O valor extra para equipamentos foi considerado como R\$2000,00 para cada localidade amostrada para busca por novas populações, e de R\$10000,00 para cada localidade dos estudos de populações conhecidas.

O custo para estudos em locais onde se utilizam embarcações, que é principalmente na região norte do país, é mais elevado (Figuras 2 e 3). O custo para estudos populacionais também é maior que o custo para busca por novas ocorrências. A

média de custo de um estudo de distribuição, buscando por novas populações da espécie, é de R\$91344.16 para cada espécie, já o custo para estudos de populações conhecidas, fica em média de R\$467508.50 para cada espécie. O custo estimado para estudos de 54 espécies de mamíferos ‘Deficientes em Dados’ no Brasil fica em aproximadamente treze milhões de reais (Apêndice B).

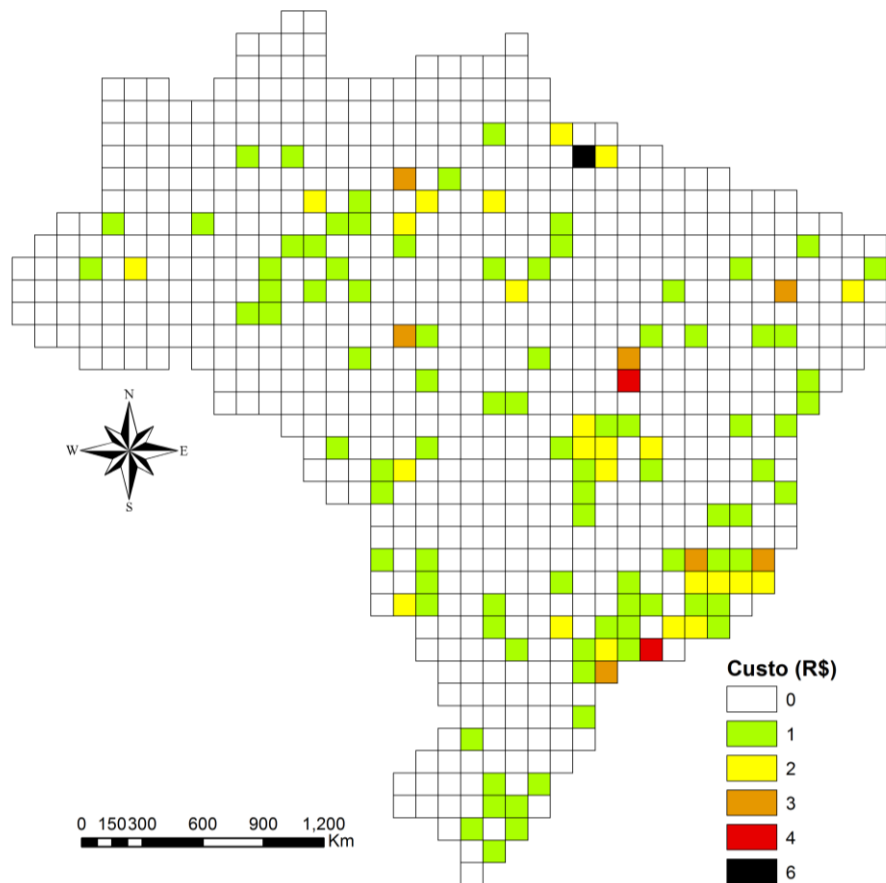


Figura 1. Mapa do Brasil representado em *grid* de um grau; e número de espécies em cada célula do mapa.

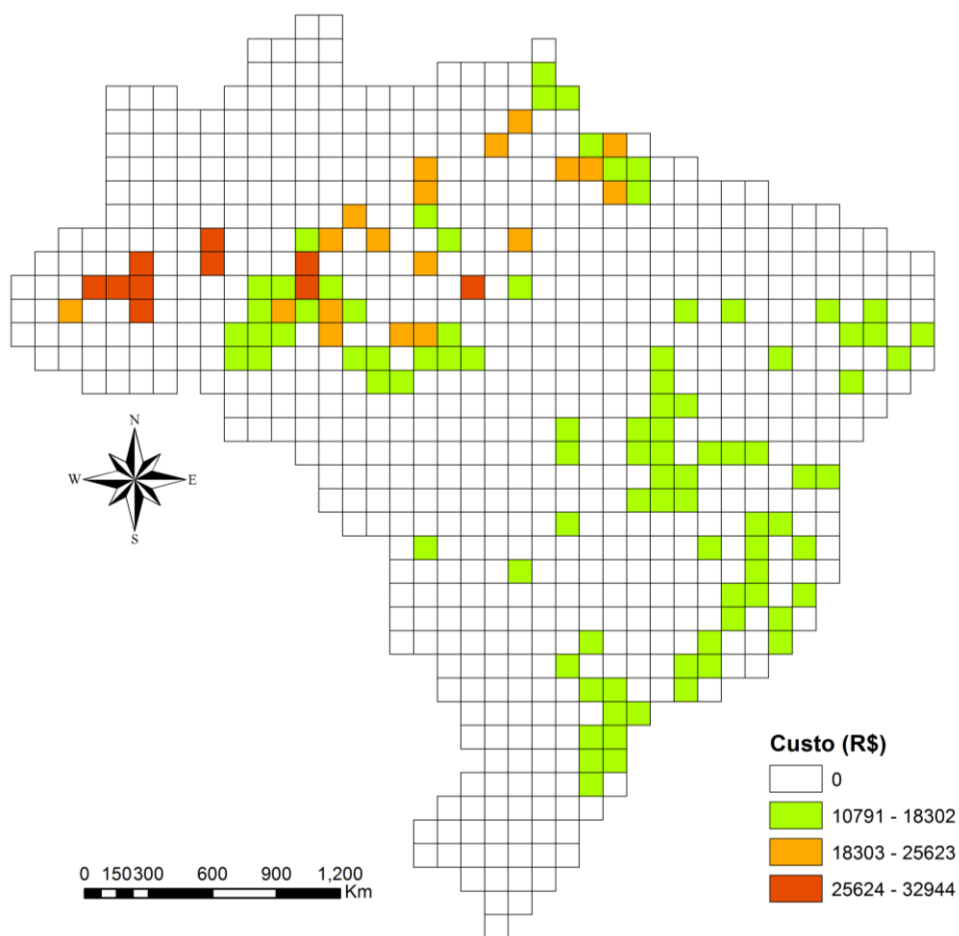


Figura 2. Custo médio no Brasil para busca por novas populações de mamíferos ‘Deficientes em Dados’. Mapa do Brasil em *grids* de um grau.

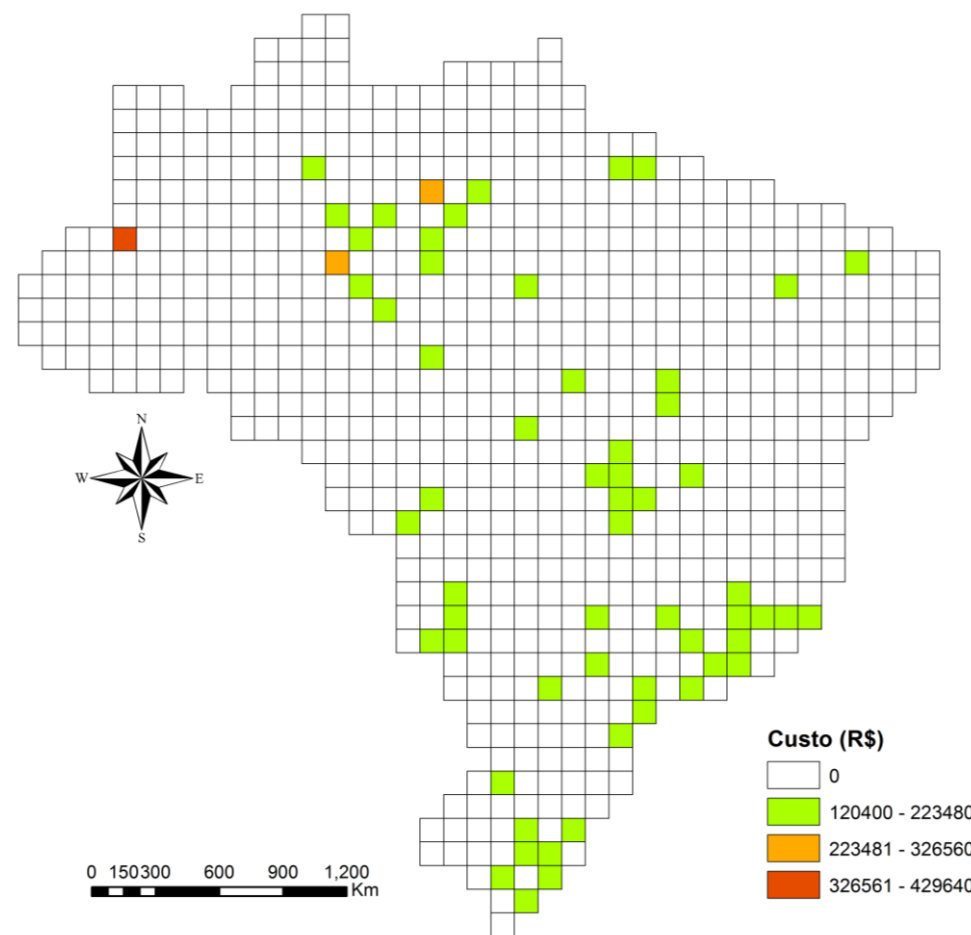


Figura 3. Custo médio no Brasil para estudo de populações conhecidas de mamíferos ‘Deficientes em Dados’. Mapa do Brasil em *grids* de um grau.

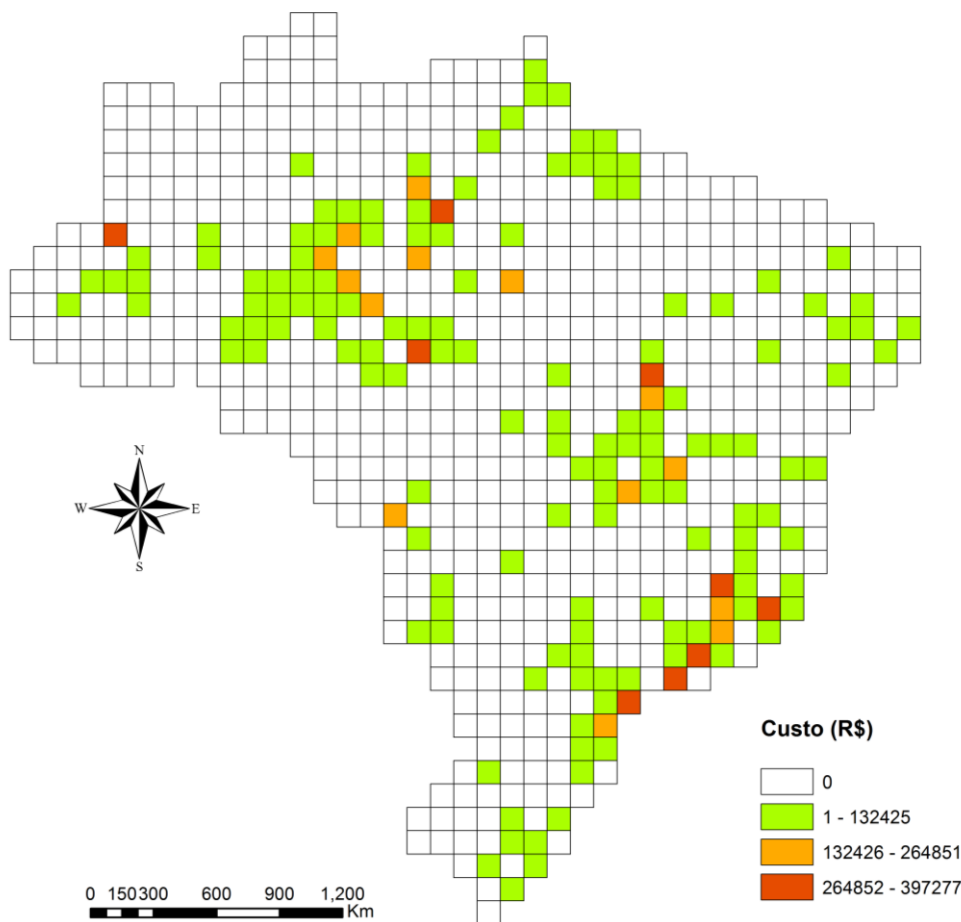


Figura 2. Distribuição do custo total no Brasil para estudo de espécies de mamíferos ‘Deficiente em dados’. Mapa do Brasil em *grids* de um grau.

Discussão

Até o momento, nenhum estudo demonstra custos estimados de estudos em campo baseando-se em modelos. As estimativas são em geral baseadas em valores encontrados nos trabalhos que já foram realizados em algum local específico (Gardner et al., 2008; Frazee et al., 2003). Neste estudo, a partir de uma estimativa prévia, o valor que encontrei para o estudo de todas as espécies de mamíferos DD no Brasil foi de R\$13.208.200, o que resulta em uma média de R\$244.596 por espécie. Outro estudo que demonstra o custo de trabalhos em campo foi realizado para a Floresta Amazônica da região do Jari, no Pará (Gardner et al., 2008). Este estudo mostrou um custo de U\$145.550, mas para coletas multi-taxonômicas. Esse valor, em reais, seria o equivalente a R\$300.000.

Ao comparar os valores estimados acima pelos dois estudos, podemos notar que coletas multi-taxonômicas talvez sejam mais interessantes por reduzir o valor total da

amostragem por espécie. Talvez com um valor um pouco maior investido, os resultados das amostragens sejam mais interessantes por incluir vários grupos. Além disso, o valor por espécie também é reduzido em uma coleta multi-taxonômica, visto que com um número um pouco maior de pessoas em campo, coletam-se espécies de vários grupos. Isto porque o valor despendido com diárias, que é um dos principais custos em campo, será menor do que o valor necessário caso fossem realizadas coletas mono-específicas para cada grupo estudado.

Estima-se que o custo para conservação nos trópicos seja maior que em outras regiões (Sheil et al., 2001; Balmford & Whitten, 2003), sendo bem discutidos os custos para criação e manejo de áreas de proteção (Balmford et al., 2003; Adams et al., 2012), mas pouco sobre custos de inventários de espécies. Qualquer estudo de conservação, que tente indicar regiões mais adequadas para implementar áreas de proteção ambiental, se baseia nas espécies conhecidas e na sua distribuição. Sem o conhecimento adequado da biodiversidade e de suas características, áreas podem ser priorizadas erroneamente (Balmford & Gaston, 1999), devido a um viés de amostragem das áreas. É importante então, ao mesmo tempo em que novas unidades estão sendo criadas, coletar dados sobre as espécies e realizar inventários em áreas ainda não amostradas.

A importância de inventários biológicos é notada principalmente para regiões tropicais, com várias espécies pouco conhecidas e muitas ainda não descritas. O financiamento disponibilizado para realizar estes estudos, no entanto, é insuficiente (Lawton et al., 1998; Gardner et al., 2008), com a maioria dos países em regiões tropicais em desenvolvimento e pouco investimento para pesquisa frente a enorme lacuna de conhecimentos. Por esse motivo, os projetos devem ser muito bem planejados e se possível devem ser encontradas formas de otimizar o tempo e o dinheiro utilizado para os estudos. É difícil, no entanto, falar sobre qual seria o valor adequado para realizar as pesquisas se não temos um valor estimado de quanto seria necessário para realizar estudos em campo.

As poucas estimativas já realizadas de custo de estudos em campo, com base em experiências locais (Gardner et al., 2008), dificilmente podem ser extrapoladas. Por esse motivo, o uso de um modelo para estimar custos, como apresentado aqui, apresenta vantagens em relação às estimativas por analogia, pois podem gerar resultados dos custos aproximados, independente do local ou grupo estudado. É necessário apenas ter conhecimento das variáveis que influenciam em cada situação e seus respectivos valores.

O modelo para estimar custos que consta neste trabalho foi construído levando em consideração as variáveis que mais contribuem para as despesas de estudos de campo, resultando em um modelo simples e amplamente aplicável. Outras variáveis podem facilmente serem incluídas no modelo caso seja necessário, mas o cuidado que se deve ter é para não tornar a estimativa de custos tão detalhada quanto um orçamento. A estimativa é realizada justamente por ser mais rápida e dar valores aproximados do que seria necessário para a realização de um projeto, sem se ater a detalhes.

A partir dos valores encontrados para cada variável, pode-se notar que em geral o que mais contribui para as despesas de estudos em campo são as diárias, tanto de automóveis quanto de pessoas em campo, o que está relacionado diretamente com o tempo de estudo. De acordo com os resultados, os estudos com espécies da região norte do Brasil são geralmente de maior custo que em outras regiões do país (Figuras 2 e 3). Isso se deve a maior dificuldade de acesso até os locais, relacionado tanto ao meio de transporte quanto a grande distância entre os centros urbanos existentes e a relação entre o tamanho da região e a quantidade de capitais, que foi a partir de onde consideramos a saída para os estudos de campo. O baixo rendimento dos barcos leva a um consumo elevado de combustível, aumentando o custo de ir até os locais para coleta. A diária de barqueiros também eleva o custo elevado em estudos de longo prazo para a região norte.

Para o estudo de espécies DD no Brasil, os resultados mostram que o custo total está bem distribuído pelo país (Figura 4), devido a uma grande concentração de espécies DD na região sudeste do país (Figura 1), onde os custos são menores, e uma distribuição mais esparsa em locais onde o custo dos estudos é mais elevado. O baixo número de espécies DD na região norte do país pode estar associado ao baixo número de inventários neste local considerando o tamanho da região, sendo que novas pesquisas na área podem levar mais espécies a serem descritas e muitas dessas provavelmente a serem classificadas como DD.

Os estudos populacionais são de valores mais elevados, por demandarem um prazo maior de execução, mas para algumas espécies a única forma de conseguir dados para uma possível avaliação do estado de conservação é através do estudo das populações. Já o custo de busca por novas populações é menor, porém a seleção das áreas para coleta deve ser bem planejada, estudando o tipo de ambiente no qual a espécie foi encontrada anteriormente, e talvez até utilizando métodos mais sofisticados para a seleção das áreas (Rebelo & Jones, 2010; Siqueira et al. 2009; Williams et al., 2009; Guisan et al., 2006; Raxworthy, et al., 2003).

Neste estudo, foram avaliadas somente as 54 espécies de mamíferos terrestres DD, sem maiores incertezas taxonômicas. Se forem incluídos ainda os trabalhos de revisão e os trabalhos para gerar informações para os outros mamíferos DD, serão 51 espécies a mais para serem estudadas. Incluindo outras espécies DD no Brasil, os números são ainda maiores - 594 espécies nesta categoria (IUCN, 2012). Temos ainda várias espécies descritas que não foram avaliadas pelos critérios da IUCN, a estima-se que existam várias espécies a serem descritas (Magurran & Queiroz, 2010; Giam et al., 2011), principalmente de invertebrados, que apesar de constituírem o maior grupo, são proporcionalmente menos estudados que vertebrados. Está claro, então, que os treze milhões para estudos de espécies DD é apenas uma parcela muito pequena do que precisa ser investido em pesquisas.

Para comparação, o edital PELD do CNPq de 2012 (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Chamada MCTI/CNPq/FAPs Nº 34/2012), que é um dos editais de pesquisa com maiores valores de financiamento, teve um orçamento global de R\$7.000.000,00. Cada pesquisador poderia propor um projeto com orçamento máximo de R\$600.000,00 para realização em 4 anos. Para estudos populacionais na região norte do país, várias espécies exigem um valor maior que esse para serem estudadas (Apêndice A).

Apesar do financiamento para coletas ser um fator importante, que impede a realização de mais inventários em regiões tropicais, deve-se lembrar de que outro grande obstáculo é a falta de taxonomistas em quantidade suficiente para vários grupos (Gardner et al., 2008; Lawton et al., 1998). Então mesmo que seja alcançada uma maior oferta de financiamento para pesquisas com espécies pouco conhecidas e inventários de novas áreas, ainda assim os estudos para reunir novos dados sobre espécies DD levaria um longo prazo.

Conclusão

As regiões tropicais contam com a maior biodiversidade no planeta, porém têm financiamentos para pesquisas que não são condizentes com a quantidade de espécies que devem ser estudadas. O que apresentei aqui foi somente uma estimativa do custo de ir à campo para estudar uma pequena parcela dessa biodiversidade, mas devemos lembrar que há vários outros custos associados ao processamento de dados posteriormente. Lidamos não somente com a falta de financiamento para as pesquisas,

mas também com a falta de investimento na formação de pesquisadores, principalmente taxonomistas.

Espera-se, com este estudo, que modelos de estimativa de custo possam ser utilizados para planejamento de estudos em campo, inclusive por órgãos financiadores, para que os valores investidos sejam condizentes com as reais necessidades das pesquisas na área de biodiversidade.

Referências Bibliográficas

- Abreu, C.O., Martinez, A.C., Moraes, W., Juvenal, J.C., Moreira, N. 2009. Características reprodutivas de veado-bororó-do-sul ou veado-mão-curta (*Mazama nana*). Pesquisa Veterinária Brasileira 29(12): 993-998.
- Abreu, M.S.L., Christoff, A.U., Vieira, E.M. 2011. Identificação de marsupiais do Rio Grande do Sul através da microestrutura dos pelos-guarda. Biota Neotropica 11(3), 391-399.
- Adams, V.M., Pressey, R.L., Stoeckl, N. 2012. Estimating land and conservation management costs: the first step in designing a stewardship program for the northern territory. Biological Conservation 148, 44-53.
- Aires, C.C., Nascimento, F.O., Césari, A. 2011. Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae, *Rhogeessa hussoni* Genoways and Baker, 1996: Distribution extension and taxonomic notes. Check List 7(2), 117-119.
- Alperin, R. 2002. Sobre a localidade tipo de *Mico marcai* (Alperin, 1993). Neotropical Primates 10(3), 126-128.
- ANP. 2012. Sistema de Levantamento de Preços. <<http://www.anp.gov.br/preco/index.asp>> (accessed December 2012)
- Ascorra, C.F., Wilson, D.E., Handley Jr., C.O. 1991. Geographic distribution of *Molossops neglectus* Williams and Genoways (Chiroptera: Molossidae). Journal of Mammalogy 72(4), 828-830.
- Balmford, A., Gaston, K.J. Why biodiversity surveys are good value. Nature 398, 204-205.
- Balmford, A., Whitten, T. 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? Oryx 37(2), 238-250.
- Balmford, A., Gaston, K.J., Blyth, S., James, A., Kapos, V. 2003. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. PNAS 100(3), 1046-1050.
- Bernardi, I.P., Pulchério-Leite, A., Miranda, J.M.D., Passos, F.C. 2007. Ampliação da distribuição de *Molossops neglectus* Williams & Genoways (Chiroptera, Molossidae) para o sul da América do Sul. Revista Brasileira de Zoologia 24(2), 505-507.
- Bezerra, A.M.R., Carmignotto, A.P., Rodrigues, F.H.G. 2009. Small non-volant mammals of an ecotone region between the Cerrado hotspot and the Amazonian

- Rainforest, with comments on their taxonomy and distribution. *Zoological Studies* 48(6), 861-874.
- Bezerra, A.M.R., Bonvicino, C., Menezes, A.A.N., Marinho-Filho, J. 2010. Endemic climbing cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae: Hydrochoerinae) from dry forest patches in the Cerrado domain: new data on distribution, natural history, and morphology. *Zootaxa* 2724, 29-36.
- Bezerra, A.M.R., Marinho-Filho, J., Carmignotto, A.P. 2011. A review of the distribution, morphometrics, and habitat of owl's spiny rat *Carterodon sulcidens* (Lund, 1841) (Rodentia: Echimyidae). *Zoological Studies* 50(5), 566-576.
- Bonvicino, C.R. 2003. A new species of *Oryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) of the *subflavus* group from the Cerrado of Central Brazil. *Mammalian Biology* 68, 78-90.
- Caceres, N.C., Godoi, M.N., Hannibal, W., Ferreira, V.L. 2011. Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 27, 279-287.
- Cardoso, P., Borges, P.A.V., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., Martín, J.L. 2011. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation* 144, 2432-2440.
- Carmignotto, A.P., Aires, C.C. 2011. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biota Neotropica* 11(1), 313-327.
- Carvalho, G.A.S., Salles, L.O. 2004. Relationships among extant and fossil echimyids (Rodentia: Hystricognathi). *Zoological Journal of the Linnean Society* 142, 445-477.
- Collen, B., Ram, M., Zamin, T., McRae, L. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* 1 (2), 75-88
- Cunha, N.L., Fischer, E., Carvalho, L.F.A.C., Santos, C.F. 2009. Bats of Buraco das Araras natural reserve, Southwestern Brazil. *Biota Neotropica* 9(4), 189-195.
- Dalponde, J.C., Aguiar, L.M.S. 2009. The first record of *Diclidurus ingens* Hernandez-Camacho, 1955 (Emballonuridae) in Central Brazil. *Biota Neotropica* 9(4), 249-252.
- Emmons, L.H., Leite, Y.L.R., Kock, D., Costa, L.P. 2002. A review of the named forms of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) with the description of a new species from coastal Brazil. *American Museum Novitates* 3380, 1-40.

- Esbérard, C.E.L. 2007. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. *Iheringia, Série Zoologia* 97(1), 81-85.
- Esbérard, C.E.L., Bergallo, H.G. 2008. Do bigger bats need more time to forage? *Brazilian Journal of Biology* 68(4), 819-822.
- Esbérard, C.E.L., Baptista, M., Costa, L.M., Luz, J.L., Lourenço, E.C. 2010. Morcegos de Paraíso Tobias, Rio de Janeiro. *Biota Neotropica* 10(4), 249-255.
- Falcão, F.C., Rebêlo, V.F., Talamoni, S.A. 2003. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(2), 347-350.
- Fazzolari-Corrêa, S. 1994. *Lasiurus ebenus*, a new vespertilionid bat from southeastern Brasil. *Mammalia* 58(1), 119-123.
- Feijó, J.A., Araujo, P., Fracasso, M.P.A., Santos, K.R.P. 2010. New records of three bat species for the Caatinga of the state of Paraíba, northeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 16(2), 723-727.
- Ferrari, S.F. 1993. An update on the black-headed marmoset, *Callithrix nigriceps* Ferrari and Lopes 1992. *Neotropical Primates* 1(4), 11-13.
- Ferrari, S.F. 1994. The distribution of the black-headed marmoset, *Callithrix nigriceps*: a correction. *Neotropical Primates* 2(1), 11.
- Fialho, M.S. 2010. Contribuição à distribuição do gênero *Mico*, (Callitrichidae, Primates) no médio Teles Pires, Jacareacanga, Pará. *Neotropical Primates* 17(1), 31-32.
- Fitzpatrick, Ú., Murray, T.E., Paxton, R.J., Brown, M.J.F. 2007. Building on IUCN regional red lists to produce lists of species of conservation priority: a model with Irish bees. *Conservation Biology* 21(5), 1324-1332.
- Frazer, S.R., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Turpie, J.K., Lindenberg, N. 2003. Estimating the costs of conserving a biodiversity hotspot: a case-study of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 275-290.
- Gardner, A.L. (Ed.). 2007. *Mammals of South America, vol. 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Júnior, M.A.,

- Silva, M.N.F., Motta, C.S., Peres, C.A. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11, 139-150.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220-227.
- Gazarini, J., Bernardi, I.P. 2007. Mammalia, Chiroptera, Molossidae, *Molossops neglectus*: First record in the state of Paraná, Brazil. *Check List* 3(2), 123-125.
- Geise L., Cerqueira, R., Seuánez, H.N. 1996. Karyological characterization of a new population of *Akodon lindberghi* (Rodentia, Sigmodontinae) in Minas Gerais state (Brazil). *Caryologia* 49(1), 57-63.
- Geise, L., Smith, M.F., Patton, J.L. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in southeastern South America: mitochondrial DNA sequence analysis. *Journal of Mammalogy* 82(1), 92-101.
- Giam, X., Scheffers, B.R., Sodhi, N.S., Wilcove, D.S., Ceballos, G., Ehrlich, P.R. 2011. Reservoirs of richness: least disturbed tropical forests are centres of undescribed species diversity. *Proceedings of the Royal Society* 279, 67-76.
- Gonçalves, P.R., Almeida, F.C., Bonvicino, C.R. 2005. A new species of *Wiedomys* (Rodentia: Sigmodontinae) from Brazilian Cerrado. *Mammalian Biology* 70(1), 46-60.
- Gregorin, R., Lim, B.K., Pedro, W.A., Passos, F.C., Taddei, V.A. 2004. Distributional extension of *Molossops neglectus* (Chiroptera, Molossidae) into southeastern Brazil. *Mammalia* 68(2-3), 233-237.
- Gregorin, R., Ditchfield, A.D. 2005. New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from Northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 86(2), 403-414.
- Gregorin, R., Gonçalves, E., Lim, B.K., Engstrom, M.D. 2006. New species of disk-winged bat *Thyroptera* and range extension for *T. discifera*. *Journal of Mammalogy*, 87(2), 238-246.
- Gregorin, R., Carmignotto, A.P., Percequillo, A.R. 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical* 14(1), 366-383.
- Gregorin, R., Gonçalves, E., Aires, C.C., Carmignotto, A.P. 2011. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: composição específica e considerações taxonômicas. *Biota Neotropica* 11(1), 299-310.

- Gregorin, R., Loureiro, L.O. 2011. New records of bats for the state of Minas Gerais, with range extension of *Eptesicus chiriquinus* Thomas (Chiroptera: Vespertilionidae) to southeastern Brazil. *Mammalia* 75, 291-294.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A., Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20(2), 501-511.
- Hannibal, W., Caceres, N.C. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mammalia* 74, 247-255.
- Hershkovitz, P. 1990. Mice of the *Akodon boliviensis* size class (Sigmodontinae, Cricetidae), with the description of two new species from Brazil. *Fieldiana:Zoology* 57, 1-35.
- Hershkovitz, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. *Bonner zoologische Beitrage* 47, 193-256.
- Hilton-Taylor, C., Pollock, C.M., Chanson, J.S., Butchart, S.H.M., Oldfield, T.E.E., Katariya, V. 2009. State of the world's species. In: Vié, J-C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (eds.). *Wildlife in a changing world – An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN. 180p.
- Iack-Ximenes, G.E., De Vivo, M., Percequillo, A.R. 2005. A new species of *Echimys* Cuvier, 1809 (Rodentia, Echimyidae) from Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 45(5), 51-60.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 30 pp.
- IUCN, 2012. Summary statistics. <<http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>>. (accessed December 2012).
- Lara, M.C., Patton, J.L., Hingst-Zaher, E. 2002. *Trinomys mirapitanga*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 67, 233-242.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391, 72-76.

- Lee, S-T., Park, D-W., Mission, J.L. 2011. Estimation of pavement rehabilitation cost using pavement management data. *Structure and Infrastructure Engineering* 9(5), 458-464.
- Leite, Y.L.R. 2003. Evolution and Systematics of the atlantic tree rats, genus *Phyllomys* (Rodentia, Echimyidae), with description of two new species. University of California Press 132, 118pp.
- Leite, R.N., Silva, M.N., Gardner, T.A. 2007. New records of *Neusticomys oyapocki* (Rodentia, Sigmodontinae) from a human-dominated forest landscape in Northeastern Brazilian Amazonia. *Mastozoología Neotropical* 14(2), 257-261.
- Lessa, G., Gonçalves, P.R., Pessôa, L.M. 2005. Variação geográfica em caracteres cranianos quantitativos de *Kerodon rupestris* (Wied, 1820) (Rodentia, Caviidae). *Arquivos do Museu Nacional* 63(1), 75-88.
- Lim, B.K., Pedro, W.A., Passos, F.C. 2003. Differentiation and species status of the Neotropical yellow-eared bats *Vampyressa pusilla* and *V. thyone* (Phyllostomidae) with a molecular phylogeny and review of the genus. *Acta Chiropterologica* 5(1), 15-29.
- Longo, J.M., Fischer, E., Camargo, G., Santos, C.F. 2007. Ocorrência de *Vampyressa pusilla* (Chiroptera, Phyllostomidae) no Pantanal sul. *Biota Neotropica* 7(3), 369-372.
- Luz, J.L., Costa, L.M., Lourenço, E.C., Esbérard, C.E.L. 2011. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 11(1), 95-101.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J., Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22(6), 1424-1442.
- Magurran, A.E., Queiroz, H. 2010. Evaluating tropical biodiversity: do we need a more refined approach? *Biotropica* 42(5), 537-539.
- Mares, M.A., Willig, M.R., Streilein, K.E., Lacher Jr., T.E. 1981. The mammals of Northeastern Brazil: a preliminary assessment. *Annals of Carnegie Museum* 50(4), 81-137.
- Martins, J.R., Salomão, E.L., Doyle, R.L., Onofrio, V., Barros-Battesti, D.M., Guglielmone, A.A. 2007. *Haemaphysalis juxtakochi* Cooley, 1946 (Acari: Ixodidae) parasitando *Mazama nana* (Hensel, 1872) (Artiodactyla:

- Cervidae) no estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* 16(3), 171-173.
- Milner-Gulland, E.J., Kreuzberg-Mukhina, E., Grebot, B., Ling, S., Bykova, E., Abdusalamov, I., Bekenov, A., Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Salnikov, V., Stogova, L. 2006. Application of IUCN red listing criteria at the regional and national levels: a case study from Central Asia. *Biodiversity and Conservation* 15, 1873-1886.
- Miranda, G.B., Oliveira, L.F.B., Andrades-Miranda, J., Langguth, A., Callegari-Jacques, S.M., Mattevi, M.S. 2009. Phylogenetic and phylogeographic patterns in Sigmodontine rodents of the genus *Oligoryzomys*. *Journal of Heredity* 100(3), 309-321.
- MMA. 2012. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados>> (accessed September 2012).
- Moratelli, R., Andreazzi, C.S., Oliveira, J.A., Cordeiro, J.L.P. 2011. Current and potential distribution of *Myotis simus* (Chiroptera, Vespertilionidae). *Mammalia* 75, 227-234.
- 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, 372pp.
- Noronha, M.A., Silva Jr., J.S., Spironello, W.R., Ferreira, D.C. 2007. New occurrence records of *Mico acariensis* (Primates, Callitrichidae). *Neotropical Primates* 14(3), 140-141.
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. da C., Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2ª Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.
- Passos, F.C., Miranda, J.M.D., Bernardi, I.P., Kaku-Oliveira, N.Y., Munster, L.C. 2010. Morcegos da região sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). *Iheringia, Série Zoologia*, 100(1), 25-34.

- Percequillo, A.R., Carmignotto, A.P., Silva, M.J.J. 2005. A new species of *Neusticomys* (Ichthyomyini, Sigmodontinae) from Central Brazilian Amazonia. *Journal of Mammalogy* 86(5), 873-880.
- Pereira, L.G., Geise, L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). *Brazilian Journal of Biology* 67(3), 509-518.
- Peters, S.L., Malcolm, J.R., Zimmerman, B.L. 2006. Effects of selective logging on bat communities in the Southeastern Amazon. *Conservation Biology* 20(5), 1410-1421.
- Pianka, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist* 100, 33-46.
- Pimenta, V.T., Machel, C.T., Fonseca, B.S., Ditchfield, A.D. 2010. First occurrence of *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto & Taddei, 1978 (Phyllostomidae) in Espírito Santo State, Southeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 16(2), 740-742.
- Pine, R.H. 1979. Taxonomic notes on "*Monodelphis dimidiata itatiayae* (Miranda-Ribeiro)", *Monodelphis domestica* (Wagner) and *Monodelphis maraxina* Thomas (Mammalia : Marsupialia: Didelphidae). *Mammalia* 43(4), 495-499.
- Queirolo, D., Granzinoli, M.A.M. 2009. Ecology and natural history of *Akodon lindberghi* (Rodentia, Sigmodontinae) in southeastern Brazil. *Iheringia* 99(2), 189-193.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837-841.
- Rebelo, H., Jones, G. 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology* 47, 410-420.
- Rivers, M.C., Bachman, S.P., Meagher, T.R., Lughadha, E.N., Brummitt, N.A. 2010. Subpopulations, locations and fragmentation: applying IUCN red list criteria to herbarium specimen data. *Biodiversity and Conservation* 19, 2071-2085.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2), 71-76.

- Roosmalen, M.G.M., Roosmalen, T., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. 2000. Two new species of marmoset, genus *Callithrix* Erxleben, 1777 (Callitrichidae, Primates), from the Tapajós/Madeira interfluvium, South Central Amazonia, Brazil. *Neotropical Primates* 8(1), 2-18.
- Rostami, J., Sepehrmanesh, M., Gharahbagh, E.A., Mojtabai, N. 2013. Planning level tunnel cost estimation based on statistical analysis of historical data. *Tunnelling and Underground Space Technology* 33, 22-33.
- Sazima, I., Vogel, S., Sazima, M. 1989. Bat pollination of *Encholirium glaziovii*, a terrestrial bromeliad. *Plant Systematics and Evolution* 168, 167-179.
- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., et al. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322, 225-230.
- Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. *Conservation Biology* 15(4), 1179-1182.
- Silva, M.N.F. 1998. Four new species of spiny rats of the genus *Proechimys* (Rodentia : Echimyidae) from the Western Amazon of Brazil. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 111(2), 436-471.
- Siqueira, M.F., Durigan, G., De Marco, P., Peterson, A.T. 2009. Something from nothing: using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* 17(1), 25-32.
- Stevens, G.C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist* 133, 240-256.
- Trott, A., Callegari-Jacques, S.M., Oliveira, L.F.B., Langguth, A., Mattevi, M.S. 2007. Genetic diversity and relatedness within and between species of the genus *Oligoryzomys* (Rodentia; Sigmodontinae). *Brazilian Journal of Biology* 67(1), 153-160.
- Voss, R.S., Silva, M.N.F. 2001. Revisionary notes on Neotropical porcupines (Rodentia: Erethizontidae). 2. A review of the *Coendou vestitus* group with descriptions of two new species from Amazonia. *American Museum Novitates* 3351, 36pp.
- Voss, R.S., Lunde, D.P., Simmons, N.B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 263, 3-236.

- Voss, R.S., Lunde, D.P., Jansa, S.A. 2005. On the contents of *Gracilinanus*, with the description of a previously unrecognized clade of small Didelphid Marsupials. American Museum Novitates 3482, 1-36.
- Voss, R.S., Fleck, D.W., Jansa, S.A. 2009. On the diagnostic characters, ecogeographic distribution, and phylogenetic relationships of *Gracilinanus emiliae* (Didelphimorphia: Didelphidae: Thylamyini). Mastozoología Neotropical 16(2), 433-443.
- Weksler, M., Bonvicino, C. R., 2005. Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. Arquivos do Museu Nacional 63(1), 113-130.
- Williams, J.N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M., Schwartz, M.W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. Diversity and Distributions 15, 565-576.
- Zortéa, M., Brito, B.F.A. 2000. Tents used by *Vampyressa pusilla* (Chiroptera: Phyllostomidae) in southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology 16, 475-480.

Apêndices

Apêndice A. Espécies de pequenos mamíferos ‘Deficientes em Dados’ com ocorrência no Brasil, localidade dos registros de ocorrência, coordenadas geográficas do local e referência bibliográfica do registro.

Espécie ¹	Localidade	Longitude	Latitude	Referência ²
<i>Mazama nana</i>	Cachoeira do Sul/RS	-52.8939	-30.0392	Martins et al. 2007
<i>Mazama nana</i>	Santa Cruz do Sul/RS	-52.4328	-29.6878	Abreu Jr. et al. 2007
<i>Cynomops abrasus</i>	Macaubal/SP	-49.9639	-20.8225	SpLink
<i>Cynomops abrasus</i>	Serra do Roncador/MT	-52.0215	-12.5595	NMNH
<i>Cynomops abrasus</i>	Valença do Piauí/ PI	-41.5667	-6.9833	NMNH
<i>Cynomops abrasus</i>	Rio de Janeiro/RJ	-43.2096	-22.9035	Esbérard & Bergallo 2008
<i>Cynomops paranus</i>	Fordlândia/PA	-55.5000	-3.6667	FMNH
<i>Cynomops paranus</i>	Airão/AM	-61.3582	-1.9456	MaNIS
<i>Cynomops paranus</i>	Manaus/AM	-60.0264	-3.1064	MaNIS
<i>Diclidurus ingens</i>	Alter do Chão/PA	-54.9500	-2.5000	Dalponete & Aguiar 2009
<i>Diclidurus ingens</i>	Alta Floresta/MT	-56.0786	-9.8826	Dalponete & Aguiar 2009
<i>Glyphonycteris behnii</i>	Cuiabá/MT	-56.0967	-15.5961	Gregorin et al. 2011
<i>Histiotus alienus</i>	Joinville/SC	-48.8456	-26.3044	Passos et al. 2010
<i>Lasiurus castaneus</i>	Manaus/AM	-60.0264	-3.1064	Gardner et al. 2007
<i>Lasiurus ebenus</i>	Ilha do Cardoso/SP	-47.8167	-25.0833	Fazzolari-Corrêa 1994
<i>Lasiurus egregius</i>	Belém/PA	-48.5024	-1.4550	NMNH
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	Reserva Rio das Pedras/RJ	-44.1009	-22.9907	Luz et al. 2011
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	Paraíso do Tobias/RJ	-42.0677	-21.4045	Esbérard et al. 2010
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	Estação Ecológica Estadual Paraíso/RJ	-42.9083	-22.3203	Esbérard 2007
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	Rebio Sooretama/ES	-40.1594	-19.0256	Pimenta et al. 2010
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	entre Belo Horizonte Conceição do Mato Dentro/MG	-43.5000	-19.2833	Sazima et al. 1989
<i>Lonchophylla bokermanni</i>	Jaboticatubas/MG	-43.6000	-19.2600	MaNIS
<i>Lonchorhina inusitata</i>	Porto Velho/RO	-63.9020	-8.7618	NMNH
<i>Micronycteris brosetti</i>	Barra/SP	-47.6166	-24.3333	FMNH
<i>Micronycteris brosetti</i>	Área Indígena Caiapó/PA	-51.8667	-7.6833	Peters et al. 2006
<i>Micronycteris sanborni</i>	Crato/CE	-39.4147	-7.2328	NMNH
<i>Micronycteris sanborni</i>	Fazenda Acorizal/MT	-56.3613	-15.2084	GBIF
<i>Micronycteris sanborni</i>	RPPN Buraco das Araras/MS	-56.4028	-21.4917	Cunha et al. 2009
<i>Micronycteris sanborni</i>	Guaribas/PI	-43.4908	-9.2194	Gregorin et al. 2008
<i>Micronycteris sanborni</i>	São José dos Cordeiros/PB	-36.8833	-7.4667	Feijó et al. 2010
<i>Molossops neglectus</i>	Belém/PA	-48.4833	-1.4500	Ascorra et al. 1991

Apêndice A. (continuação)

<i>Molossops neglectus</i>	Paulo de Frontin/RJ	-43.6833	-22.5333	Gregorin et al. 2004
<i>Molossops neglectus</i>	Estação Ecológica Caetetus/SP	-49.6667	-22.3833	Gregorin et al. 2004
<i>Molossops neglectus</i>	Itú/SP	-47.3000	-23.2833	Gregorin et al. 2004
<i>Molossops neglectus</i>	Salesópolis/SP	-45.8667	-23.6333	Gregorin et al. 2004
<i>Molossops neglectus</i>	Lavras/MG	-45.0003	-21.2453	Gregorin e Loureiro 2011
<i>Molossops neglectus</i>	Frederico Westphalen/RS	-53.3833	-27.3500	Bernardi et al. 2007
<i>Molossops neglectus</i>	Maringá/PR	-51.9303	-23.4286	Gazarini & Bernardi 2007
<i>Myotis simus</i>	Borba/AM	-52.0333	-6.8833	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Itacoatiara/AM	-58.4333	-3.1333	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Manaus/AM	-63.6000	-1.0667	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Parintins/AM	-56.7333	-2.6333	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Rio Juruá/AM	-69.1167	-4.8000	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Taiamã/MT	-57.4667	-16.8000	Moratelli et al. 2011
<i>Myotis simus</i>	Salobra/MS	-56.5167	-21.9667	Moratelli et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	Área Indígena Caiapó/PA	-51.8667	-7.6833	Aires et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	Alto Parnaíba/MA	-45.9333	-9.1000	Aires et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	Juazeiro da Bahia/BA	-40.5000	-9.4167	Aires et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	Cláudia/MT	-55.1000	-11.5167	Aires et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	Nova Lacerda/MT	-59.4688	-14.1875	Aires et al. 2011
<i>Rhogeessa hussoni</i>	PE do Rio Doce/MG	-42.5158	-19.4839	Aires et al. 2011
<i>Saccopteryx gymnura</i>	Belém/PA	-48.5024	-1.4550	GBIF
<i>Saccopteryx gymnura</i>	Parintins/AM	-56.7365	-2.6283	GBIF
<i>Thyroptera devivoi</i>	Uruçui/PI	-44.5540	-7.2339	Gregorin et al. 2006
<i>Thyroptera devivoi</i>	EESG do Tocantins/TO	-46.8667	-10.6667	Gregorin et al. 2011
<i>Vampyressa pusilla</i>	Reserva Biológica Duas Bocas/ES	-40.4833	-20.2667	Zórtea & Brito 2000
<i>Vampyressa pusilla</i>	Estação Biológica Santa Lúcia/ES	-40.6167	-19.9333	Zórtea & Brito 2000
<i>Vampyressa pusilla</i>	EE Caetetus/SP	-49.6667	-22.0500	Lim et al. 2003
<i>Vampyressa pusilla</i>	Reserva Serra do Caraça/MG	-43.4833	-20.0833	Falcão et al. 2003
<i>Vampyressa pusilla</i>	nascente do Rio Negro/MS	-55.1492	-19.7750	Longo et al. 2007
<i>Vampyressa pusilla</i>	Fazenda Santana/MS	-55.6061	-19.6281	Longo et al. 2007
<i>Vampyressa pusilla</i>	Viçosa/MG	-42.8824	-20.7543	GBIF
<i>Xeronycteris vieirai</i>	Soledade/PB	-36.3500	-7.0833	Gregorin & Ditchfield 2005
<i>Xeronycteris vieirai</i>	Cocorobó/BA	-39.0333	-9.8833	Gregorin & Ditchfield 2005
<i>Xeronycteris vieirai</i>	Exu/PE	-39.7833	-7.6667	Gregorin & Ditchfield 2005
<i>Cryptonanus agricolai</i>	São Luis do Paraitinga/SP	-45.3144	-23.2572	SpLink

Apêndice A. (continuação)

<i>Cryptonanus agricolai</i>	Colinas do Sul/GO	-48.0500	-14.2000	Voss et al. 2005
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Lagoa Santa/MG	-43.8833	-19.6333	Voss et al. 2005
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Ilha do Bananal/TO	-50.4833	-10.4500	Bezerra et al. 2009
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Exu/CE	-38.3333	-5.1092	Mares et al. 1981
<i>Cryptonanus agricolai</i>	EE Serra Geral do Tocantins/TO	-46.8500	-11.2333	Carmignotto & Aires 2011
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Dois Irmãos do Buriti	-55.2986	-20.5208	Hannibal & Caceres 2010
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Crato/CE	-39.3833	-7.2333	Voss et al. 2005
<i>Cryptonanus guahybae</i>	São Lourenço/RS	-51.9667	-31.3667	Voss et al. 2005
<i>Cryptonanus guahybae</i>	Taquara/RS	-50.7833	-29.6500	Voss et al. 2005
<i>Cryptonanus guahybae</i>	Candiota/RS	-53.7333	-31.6000	Abreu et al. 2011
<i>Cryptonanus guahybae</i>	Rio Grande/RS	-52.0996	-32.0319	Abreu et al. 2011
<i>Cryptonanus guahybae</i>	Guahiba/RS	-51.3281	-30.1141	Voss et al. 2005
<i>Gracilinanus emiliae</i>	Belém/PA	-48.4833	-1.4500	Voss et al. 2009
<i>Gracilinanus emiliae</i>	São Domingos do Capim/PA	-47.7833	-1.6833	Voss et al. 2009
<i>Monodelphis maraxina</i>	Ilha do Marajó/PA	-49.5833	-0.9833	Pine 1979
<i>Mico acariensis</i>	Vila de Sucundurí/AM	-59.0667	-6.8000	Noronha et al. 2007
<i>Mico acariensis</i>	Igarapé Surubim/AM	-59.0500	-6.9000	Noronha et al. 2007
<i>Mico acariensis</i>	Igarapé do Liso/AM	-58.8333	-7.2833	Noronha et al. 2007
<i>Mico acariensis</i>	banco direito do baixo Rio Acari/AM	-60.0206	-5.1189	van Roosmalen et al. 2000
<i>Mico chrysoleucus</i>	Rio Madeira/AM	-62.3536	-6.7073	MaNIS
<i>Mico emiliae</i>	Rio São Benedito/PA	-56.5867	-9.0514	Fialho et al. 2010
<i>Mico humeralifer</i>	Vila Braga/PA	-56.2833	-4.4167	GBIF
<i>Mico humeralifer</i>	Rio Tapajós/PA	-55.2333	-3.3667	GBIF
<i>Mico humeralifer</i>	Ilha de Urucurituba/AM	-57.8167	-2.7667	GBIF
<i>Mico humeralifer</i>	Borba/AM	-59.5945	-4.3884	GBIF
<i>Mico humeralifer</i>	Parintins/AM	-56.7365	-2.6283	GBIF
<i>Mico marcai</i>	Boca do Rio Roosevelt com Aripuanã/AM	-60.7029	-7.6308	Alperin 2002
<i>Mico nigriceps</i>	Aldeia Indígena Tenharin/AM	-62.0500	-7.9500	Ferrari 1993
<i>Mico nigriceps</i>	Humaitá/AM	-62.8667	-7.5167	Ferrari 1994
<i>Mico nigriceps</i>	Calama/RO	-62.8833	-8.0500	Ferrari 1994
<i>Akodon lindberghi</i>	Brasília/DF	-47.9167	-15.7833	Hershkovitz 1990
<i>Akodon lindberghi</i>	Simão Pereira/MG	-43.3167	-21.9667	Geise et al. 1996
<i>Akodon lindberghi</i>	PN Serra da Canastra/MG	-46.6667	-20.3333	Queirolo & Granzinolli 2009
<i>Akodon lindberghi</i>	Juiz de Fora/MG	-43.4500	-21.6833	Queirolo & Granzinolli 2009
<i>Akodon mystax</i>	PN do Caparaó/MG	-41.8114	-20.4205	Hershkovitz 1998
<i>Akodon mystax</i>	Brejo da Lapa, Itatiaia/RJ	-44.7167	-22.3833	Geise et al. 2001

Apêndice A. (continuação)

<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Quadro Penteado/SP	-47.9666	-24.3833	FMNH
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Ipiranga/SP	-46.6166	-23.6000	FMNH
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Primeiro Morro/SP	-47.8167	-24.3666	FMNH
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Poços de Caldas/MG	-46.5630	-21.7883	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Itapetininga/SP	-48.0188	-23.5706	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Vicosa/MG	-42.8824	-20.7543	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Mogi-Guaçu/SP	-46.9378	-22.3708	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Teodoro Sampaio/SP	-52.1733	-22.5314	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	Piracicaba/SP	-47.6476	-22.7250	GBIF
<i>Akodon sanctipaulensis</i>	São Paulo/SP	-46.7237	-23.5742	GBIF
<i>Brucepattersonius griserufescens</i>	PN do Caparaó/MG	-41.8114	-20.4205	Hershkovitz 1998
<i>Brucepattersonius igniventris</i>	Capão Bonito/SP	-48.4167	-24.3333	MaNIS
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	Ribeirão Fundo/SP	-47.7500	-24.2500	FMNH
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	Primeiro Morro/SP	-47.8167	-24.3667	FMNH
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	Juquitiba/SP	-47.0648	-23.9347	MSB
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	Salesópolis/SP	-45.9000	-23.6500	MVZ
<i>Carterodon sulcidens</i>	Bataguassu/MS	-52.9833	-21.7333	Bezerra et al. 2011
<i>Carterodon sulcidens</i>	Serra da Mesa/GO	-48.3167	-13.8833	Carvalho & Salles 2004
<i>Carterodon sulcidens</i>	Pedro Leopoldo/MG	-44.0333	-19.6167	Bezerra et al. 2011
<i>Carterodon sulcidens</i>	Formoso/MG	-45.8667	-15.2667	MZUSP
<i>Carterodon sulcidens</i>	Brasília/DF	-47.9333	-15.7833	Bezerra et al. 2011
<i>Carterodon sulcidens</i>	Caldas Novas/GO	-48.6667	-17.7833	Bezerra et al. 2011
<i>Carterodon sulcidens</i>	Porto Estrela/MT	-57.2000	-15.6500	Coleção MZUSP
<i>Carterodon sulcidens</i>	Chapada do Guimarães/MT	-55.8000	-14.8667	Bezerra et al. 2011
<i>Carterodon sulcidens</i>	Xavantina/MT	-51.7667	-12.8500	Bezerra et al. 2011
<i>Cerradomys marinhui</i>	Barão de Cocais/MG	-43.4735	-19.8930	SpLink
<i>Cerradomys marinhui</i>	Jaborandi/GO	-45.9500	-14.8000	Bonvicino 2003
<i>Cerradomys marinhui</i>	Rio da Conceição/TO	-46.8908	-11.2124	Carmignotto & Aires 2011
<i>Cerradomys marinhui</i>	Formosa do Rio Preto/BA	-46.2126	-10.7256	Carmignotto & Aires 2011
<i>Coendou nycthemera</i>	Marajo/PA	-49.5833	-0.9833	GBIF
<i>Coendou nycthemera</i>	Belem/PA	-48.5024	-1.4550	GBIF
<i>Echimys vieirai</i>	São Luís dos Tapajós/PA	-56.2167	-4.4167	Iack-Ximenes et al. 2005
<i>Echimys vieirai</i>	Guajará/AM	-58.6433	-4.1247	Iack-Ximenes et al. 2005
<i>Euryoryzomys emmonsae</i>	Altamira/PA	-52.3667	-3.6500	Musser et al. 1998

Apêndice A. (continuação)

<i>Euryoryzomys emmonsae</i>	Marabá/PA	-50.3333	-6.0000	Musser et al. 1998
<i>Euryoryzomys emmonsae</i>	Porto Jatobal/PA	-49.5333	-4.6833	Musser et al. 1998
<i>Euryoryzomys emmonsae</i>	Alta Floresta/MT	-55.9294	-9.5683	GBIF
<i>Kerodon acrobata</i>	Posse de Goiás/GO	-46.8333	-13.8333	Lessa et al. 2005
<i>Kerodon acrobata</i>	Nova Roma/GO	-46.8812	-13.7403	Bezerra et al. 2010
<i>Kerodon acrobata</i>	Dianópolis/TO	-46.8333	-11.6333	Bezerra et al. 2010
<i>Kerodon acrobata</i>	São Domingó/GO	-46.6617	-13.8012	Bezerra et al. 2010
<i>Kerodon acrobata</i>	Campos Belos/GO	-46.7389	-13.0711	Bezerra et al. 2010
<i>Neusticomys ferreirai</i>	Juruena/MT	-58.4833	-10.2333	Percequillo et al. 2005
<i>Neusticomys oyapocki</i>	Monte Dourado/PA	-52.8167	-0.6833	Leite et al. 2007
<i>Neusticomys oyapocki</i>	Fazenda Itapoã/AP	-50.9333	2.0667	Leite et al. 2007
<i>Oecomys paricola</i>	Igarapé-Açu/PA	-47.6167	-1.1167	Voss et al. 2001
<i>Oecomys paricola</i>	Corumbá/MS	-57.5636	-19.2114	Cáceres et al. 2011
<i>Oecomys paricola</i>	Mateiros/TO	-46.8667	-10.6667	Carmignotto & Aires 2011
<i>Oecomys paricola</i>	Rio da Conceição/TO	-46.8500	-11.2333	Carmignotto & Aires 2011
<i>Oecomys paricola</i>	São Domingos do Campim/PA	-47.7833	-1.6833	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Maracaju/MS	-55.1673	-21.6189	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Altamira/PA	-52.2123	-3.1962	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Belém/PA	-48.5024	-1.4550	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Anápolis/GO	-48.9534	-16.3287	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Marabá/PA	-49.1169	-5.3700	GBIF
<i>Oecomys paricola</i>	Alta Floresta/MT	-56.0786	-9.8826	GBIF
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Serra da Mesa/GO	-47.8333	-13.7500	Trott et al. 2007
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Cavalcante/GO	-47.7500	-14.0667	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Rio Maranhão/GO	-48.0667	-14.1500	Miranda et al. 2009
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Mateiros/TO	-46.8667	-10.6667	Carmignotto & Aires 2011
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Minaçu/GO	-48.2200	-13.5331	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Colinas do Sul/GO	-47.4583	-13.7975	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Niquelândia/GO	-48.0783	-14.1514	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Uruaçu/GO	-48.4597	-14.4739	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Mimoso de Goiás/GO	-49.1408	-14.5247	Weksler e Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Rio Tocantinzinho/GO	-48.1614	-15.0561	Miranda et al. 2009
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Rio do Peixe/GO	-48.2167	-13.5167	Miranda et al. 2009
<i>Oligoryzomys moojeni</i>	Cavalcante/GO	-49.1333	-14.5167	Weksler e Bonvicino 2005

Apêndice A. (continuação)

<i>Oligoryzomys rupestris</i>	Itaetê/BA	-41.1667	-13.1667	Pereira & Geise 2007
<i>Oligoryzomys rupestris</i>	Alto Paraíso/GO	-47.5167	-14.0167	Weksler & Bonvicino 2005
<i>Oligoryzomys rupestris</i>	Pico das Almas/BA	-41.9333	-13.5500	Weksler & Bonvicino 2005
<i>Phyllomys kerri</i>	Ubatuba/SP	-45.1167	-23.4167	Emmons et al. 2002
<i>Phyllomys lamarum</i>	Turmalina/MG	-42.7667	-17.1333	GBIF/SpLink
<i>Phyllomys lamarum</i>	Lamarão/BA	-38.8817	-11.7936	Leite 2003
<i>Phyllomys lamarum</i>	Mamanguape/PB	-34.9700	-6.5922	Leite 2003
<i>Phyllomys lamarum</i>	Mamanguape/PB	-35.1261	-6.8386	Leite 2003
<i>Phyllomys lamarum</i>	Feira de Santana/BA	-38.9500	-12.2500	Leite 2003
<i>Phyllomys lamarum</i>	São Gonçalo/Feira de Santana/BA	-38.9667	-12.4167	Leite 2003
<i>Proechimys gardneri</i>	Altamira/AM	-68.9000	-6.5833	Silva 1998
<i>Proechimys gardneri</i>	alto Rio Urucu/AM	-65.2667	-4.8500	Silva 1998
<i>Proechimys kulinae</i>	Seringal Condor/AM	-70.8500	-6.7500	Silva 1998
<i>Proechimys kulinae</i>	Barro Vermelho/AM	-68.7667	-6.4667	GBIF
<i>Sphiggurus rosmalenorum</i>	Novo Jerusalém/AM	-61.1222	-5.5578	Voss & Silva 2001
<i>Sphiggurus rosmalenorum</i>	Santa Maria/AM	-61.2631	-5.5542	Voss & Silva 2001
<i>Trinomys mirapitanga</i>	EE do Pau Brasil/BA	-39.1833	-16.3667	Lara et al. 2002
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Nilo Peçanha/BA	-39.2327	-13.7010	UFMG
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Wenceslau Guimarães/BA	-39.7067	-13.5789	UFMG
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Porto Seguro/BA	-39.3036	-16.5122	UFMG
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Bandeira/MG	-40.5176	-15.8059	MCN PUC Minas
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Ladainha/MG	-41.9632	-17.6128	pers. comm. Adriano Chiarello
<i>Trinomys mirapitanga</i>	Itarantim/BA	-40.1145	-15.8178	pers. comm. Adriano Chiarello
<i>Trinomys paratus</i>	Aracruz/ES	-40.1744	-19.8128	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Santa Teresa/ES	-40.6667	-19.8333	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Vila Velha/ES	-40.3333	-20.4333	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Estação Biológica de Caratinga/MG	-41.8333	-19.8333	SpLink/GBIF
<i>Trinomys paratus</i>	Cariacica/ES	-40.5194	-20.2922	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Cariacica/ES	-40.5114	-20.2811	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4944	-20.3494	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4650	-20.3792	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4581	-20.3678	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Serra/ES	-40.2331	-20.1764	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Santa Bárbara/MG	-43.4884	-20.0977	UFMG
<i>Trinomys paratus</i>	Itapemirim/ES	-40.8339	-21.0111	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Cariacica/ES	-40.4200	-20.2639	SpLink

Apêndice A. (continuação)

<i>Trinomys paratus</i>	Ibiraçu/ES	-40.3697	-19.8319	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Linhares/ES	-40.0722	-19.3911	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4417	-20.3769	SpLink
<i>Trinomys paratus</i>	Viana/ES	-40.4386	-20.3889	SpLink
<i>Wiedomys cerradensis</i>	Jaborandi/BA	-45.9314	-14.8633	Gonçalves et al. 2005

1. Somente as espécies ‘Deficientes em Dados’ que foram utilizadas no estudo

2. As referências da tabela constam nas seções Lista de Abreviaturas e Referências Bibliográficas

Lista de Abreviaturas

SpLink – Base de dados do Centro de Referência em Informação Ambiental

NMNH – National Museum of Natural History, United States

FMNH – Field Museum of Natural History, United States

MaNIS –Mammal Networked Information System (Database)

GBIF – Global Biodiversity Information Facility

MSB – Museum of Southwestern Biology, Mexico

MVZ – Museum of Vertebrate Zoology, United States

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

MCN PUC Minas – Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de
Minas Gerais

MZUSP – Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo

Apêndice B. Espécies de mamíferos ‘Deficiente em dados’ no Brasil, com respectivos custos estimados de obtenção de informações em campo.

Ordem	Espécie	Tipo de estudo	Custo estimado (R\$)
Artiodactyla	<i>Mazama nana</i>	populacional	244994.28
Chiroptera	<i>Cynomops abrasus</i>	populacional	468578.95
Chiroptera	<i>Cynomops paranus</i>	populacional	489075.10
Chiroptera	<i>Diclidurus ingens</i>	populacional	266960.27
Chiroptera	<i>Glyphonycteris behnii</i>	populacional	120400.00
Chiroptera	<i>Lasiurus castaneus</i>	populacional	120400.00
Chiroptera	<i>Lasiurus ebenus</i>	populacional	123151.84
Chiroptera	<i>Lasiurus egregius</i>	populacional	120400.00
Chiroptera	<i>Molossops neglectus</i>	populacional	586752.32
Chiroptera	<i>Myotis simus</i>	populacional	1069422.96
Chiroptera	<i>Vampyressa pusilla</i>	populacional	613296.80
Chiroptera	<i>Histiotus alienus</i>	distribuição	79314.13
Chiroptera	<i>Lonchophylla bokermanni</i>	distribuição	79372.97
Chiroptera	<i>Lonchorhina inusitata</i>	distribuição	79232.71
Chiroptera	<i>Micronycteris sanborni</i>	distribuição	79940.46
Chiroptera	<i>Rhogeessa hussoni</i>	distribuição	79488.37
Chiroptera	<i>Saccopteryx gymnura</i>	distribuição	107148.79
Chiroptera	<i>Thyroptera devivoi</i>	distribuição	79965.56
Chiroptera	<i>Xeronycteris vieirai</i>	distribuição	79876.04
Didelphimorphia	<i>Gracilinanus emiliae</i>	distribuição	92009.78
Didelphimorphia	<i>Monodelphis maraxina</i>	distribuição	104653.00
Primates	<i>Mico acariensis</i>	populacional	762436.09
Primates	<i>Mico humeralifer</i>	populacional	986716.51
Primates	<i>Mico chrysoleucus</i>	distribuição	111450.20
Primates	<i>Mico emiliae</i>	distribuição	98250.14
Primates	<i>Mico nigriceps</i>	distribuição	93195.76
Primates	<i>Mico marcai</i>	distribuição	104704.48
Rodentia	<i>Akodon lindberghi</i>	populacional	491583.39
Rodentia	<i>Akodon mystax</i>	populacional	246343.21
Rodentia	<i>Brucepattersonius griserufescens</i>	populacional	123361.11
Rodentia	<i>Brucepattersonius soricinus</i>	populacional	487247.43
Rodentia	<i>Cerradomys marinhui</i>	populacional	497783.52
Rodentia	<i>Oecomys paricola</i>	populacional	619073.05
Rodentia	<i>Oligoryzomys moojeni</i>	populacional	616567.07
Rodentia	<i>Cryptonanus agricolai</i>	populacional	617076.75
Rodentia	<i>Cryptonanus guaybae</i>	populacional	613566.47
Rodentia	<i>Akodon sanctipaulensis</i>	distribuição	79649.54
Rodentia	<i>Brucepattersonius igniventris</i>	distribuição	79504.32
Rodentia	<i>Coendou nycthemera</i>	distribuição	90570.43
Rodentia	<i>Carterodon sulcidens</i>	distribuição	79671.49
Rodentia	<i>Euryoryzomys emmonsae</i>	distribuição	102815.10

Apêndice B (continuação)

Rodentia	<i>Echimys vierai</i>	distribuição	102971.20
Rodentia	<i>Kerodon acrobata</i>	distribuição	79913.64
Rodentia	<i>Neusticomys ferreirai</i>	distribuição	81591.42
Rodentia	<i>Neusticomys oyapocki</i>	distribuição	92998.87
Rodentia	<i>Oligoryzomys rupestris</i>	distribuição	80420.94
Rodentia	<i>Proechimys gardneri</i>	distribuição	136428.07
Rodentia	<i>Phyllomys kerri</i>	distribuição	79426.50
Rodentia	<i>Proechimys kulinae</i>	distribuição	140517.53
Rodentia	<i>Phyllomys lamarum</i>	distribuição	79684.48
Rodentia	<i>Sphiggurus roosmalenorum</i>	distribuição	108771.78
Rodentia	<i>Trinomys mirapitanga</i>	distribuição	80158.67
Rodentia	<i>Trinomys paratus</i>	distribuição	79481.94
Rodentia	<i>Wiedomys cerradensis</i>	distribuição	79834.96
