

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS - UFMG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Emanuel Teixeira da Silva

**Diversidade, distribuição e conservação de anfíbios
anuros em serras do Sudeste do Brasil, com ênfase
na Mantiqueira**

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre.

Orientador: Prof. Paulo Christiano de Anchietta Garcia – UFMG

Co-orientador: Prof. Felipe Sá Fortes Leite – UFV Florestal

BELO HORIZONTE

2018

Emanuel Teixeira da Silva

**Diversidade, distribuição e conservação de anfíbios
anuros em serras do Sudeste do Brasil, com ênfase
na Mantiqueira**

Aprovada em 26 de junho de 2018, pela banca examinadora:

Prof. Ricardo R. de Castro Solar
(UFMG)

Prof. Paula C. Eterovick
(PUC-MG)

Prof. Ricardo J. Sawaya
(UFABC)

Profa. Priscila L. de Azevedo Silva
(UNESP-Rio Claro)

Prof. Paulo C. A. Garcia
(UFMG)

Aos meus pais, pelo estímulo incessante que sempre me forneceram desde que rabisquei aqueles livros da série “O mundo em que vivemos”.

Agradecimentos

À minha família, para a qual não tenho palavras para agradecer, mas sem a qual não teria forças para chegar até aqui. Muitíssimo obrigado me sinto por todo apoio que vocês sempre me deram para realizar os meus projetos.

Ao meu orientador prof. Paulo Garcia, pelas discussões construtivas sobre o tema e por sempre acreditar em meu trabalho, fazendo questão que eu compusesse a equipe do Laboratório de Herpetologia da UFMG (com convites desde 2010 para concorrer à vaga de doutorado). Ao meu coorientador, prof. Felipe Leite (UFV – Florestal), pelas discussões construtivas, revisões criteriosas dos textos e “puxões de orelha” valiosos na redação. Aos membros da banca examinadora, titulares e suplentes, pela disponibilidade em avaliar e contribuir com o presente trabalho.

À Fundação Educacional de Caratinga (FUNEC), da qual sou colaborador, por ter me concedido a licença da função docente para poder residir em Belo Horizonte e pleitear a uma bolsa de estudos. Aos meus amigos Charlene Neves, Patrícia Santos e Clodoaldo Assis, por terem “dado uma grande força” ao assumirem as minhas aulas durante minha ausência.

Ao meu primo, Marco Antônio Peixoto, pela parceria mais do que agradável durante a coleta de dados, sem a qual certamente esse trabalho não teria essa dimensão. Agradeço muito pelas importantes discussões sobre o tema, e mais ainda por suportar minha “cabeça dura” em alguns momentos.

Aos curadores e responsáveis pelas coleções visitadas, listados nos agradecimentos do capítulo 1, pelo acesso concedido aos acervos e confiança depositada. Além desses, também agradeço imensamente aos técnicos e estagiários voluntários das coleções, sem os quais o trabalho teria sido bastante dificultado: Emanuel M. da Fonseca, Vanessa Gonçalves e Felipe F. Santos (UFJF); Beatriz (Bia), Paula e Marina (MCNAM – PUC); Manoela W. Cardoso (MNRJ); Fernanda Lyrio e Alexander Mônico (MBML); Nádia Pupim (UNESP – Rio Claro); Karina Rabelo (ZUEC – UNICAMP); Alberto, André e Francisco (MZUSP); Ceres Leão (LZV-UFOP).

À todas as pessoas que acolheram a mim e a meu primo durante as visitas às coleções, meus sinceros agradecimentos: Patrícia Santos e Ivan Delon, e também à república Valhalla, pelo apoio em Viçosa quando da estadia de meu irmão Miguel Ângelo na Irlanda; à minha irmã Miriam e à Kamila Peixoto, pela acolhida no Rio de Janeiro; e à nossa prima Amanda e seu esposo Gustavo, em Santa Gertrudes (SP), durante a visita à UNESP de Rio Claro.

Várias pessoas contribuíram com informações essenciais para o refinamento dos registros pontuais das espécies, assim como informações de cunho taxonômico, às quais também sou muito agradecido: Adriele P. Guimarães, Bárbara D. Faleiro, Bárbara Zaidan, Bruno B. Felbergh, Bianca V. M. Berneck, Carla S. Guimarães, Charlene P. Neves, Clarissa C. Canedo, Clodoaldo L. Assis, Diego J. Santana, Eliana F. Oliveira, Fábio Hepp, Hans Thomassen, Henrique C. Costa, Henrique Folly, Julia Tolledo, João Victor A. Lacerda, José P. Pombal Jr., Leo Malagoli, Marcelle Mongin, Mário R. Moura, Matheus. O. Neves, Paulo D. P. Pinheiro, Pedro G. Taucce, Pedro H. Bernardo, Priscila S. Hote, Rachel Montesinos, Renata M. Pirani, Rafael F. Magalhães, Renato Filogonio, Roberta A. Murta-Fonseca, Rodrigo C. Heitor, Thais H. Condez, Thiago S. Soares, e Vinícius A. São Pedro.

Embora tenha realizado poucos trabalhos de campo durante o desenvolvimento dessa pesquisa, e os dados tenham sido analisados em conjunto com as informações provenientes de coleções (após o tombamento dos respectivos exemplares-testemunho), também agradeço aos amigos Clodoaldo L. Assis, Danilo N. Soares, Felipe Marçal, Leonardo Gomes, Miguel Ângelo. T. Silva, Patrícia S. Santos, Priscila S. Hote e Renato N. Feio. Em especial devo agradecer ao meu amigo Jhonny (João Victor A. Lacerda), pelos convites para participar de parte significativa de suas coletas, as quais também se tornaram minhas coletas de dados, pelas inúmeros “bate-papos” construtivos sobre anfíbios, biogeografia, taxonomia e conservação, e outros tantos sobre temas diversos. Foi uma experiência muito agradável para mim, que espero podermos repetir outras vezes.

Aos colegas do “Herpetolab” da UFMG, e aos membros do “New Sindicatis” (Rafael Magalhães, Matias Malleret e Estevão Comitti) pela agradável, divertida e construtiva convivência em meus três anos de BH, e também aos eternos “Moojenianos” residentes em BH e região, pelos reencontros tão necessários para “parar e respirar” durante o doutorado, sou grandemente agradecido.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado concedida (processo nº 141569/2014-0) e também pelo apoio financeiro a projeto “Biogeografia e Conservação da anurofauna no Complexo Serrano da Mantiqueira, Sudeste do Brasil” (processo nº 068437/2014-06), coordenado pelo prof. Renato N. Feio (UFV – Viçosa), ao qual também sou grato pelo apoio e incentivo para estudar os anfíbios das regiões serranas.

Muito obrigado!

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	1
Referências Bibliográficas.....	6
Capítulo 1	10
Anuran Richness and Distribution in a Highly Diverse Region of the Atlantic Forest: the Mantiqueira Mountain Range in southeastern Brazil.....	10
ABSTRACT	12
MATERIALS AND METHODS.....	16
Study Area	16
Data Collection	18
Taxonomic Treatment.....	19
Definition of Geographic Distribution Patterns	21
Species Composition Analysis.....	22
RESULTS	22
DISCUSSION	25
Species Diversity and Distribution	25
Species Composition and Endemism.....	28
Threatened Species and Conservation Issues	29
Acknowledgments	31
LITERATURE CITED	32
FIGURE CAPTIONS	48
Figure 1	49
Figure 2.....	50
Figure 3.....	51
Figure 4.....	52
SUPPLEMENTAL FILE S1	53
Capítulo 2	81
Riqueza de espécies e lacunas de conhecimento para a anurofauna da Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil.....	81

Resumo	82
Introdução	83
Material e Métodos	85
Resultados.....	86
Discussão	88
Referências	93
Legendas das figuras	97
Figura 1.....	98
Figura 2.....	100
Figura 3.....	100
Capítulo 3	102
Lacunas na conservação de anuros em regiões montanhosas na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil, com ênfase na Serra da Mantiqueira.....	102
Resumo	103
Introdução	104
Material e Métodos	107
Área de estudo.....	107
Ocorrências das espécies.....	109
Estimativas da distribuição geográfica	110
Análise de lacunas e perda de habitat	112
Análises estatísticas	114
Resultados.....	114
Discussão	126
Referências	133
Apêndice 1	139
Metodologia utilizada na modelagem de distribuição de espécies	139
Apêndice 2.....	143
Tabela S1	143
Tabela S2	144

Capítulo 4	148
Integrando interações bióticas à distribuição geográfica: um estudo com espécies serranas do grupo bromelígena <i>Ololygon perpusilla</i> (Anura, Hylidae)	148
Resumo	150
Introdução	151
Material e Métodos	154
Obtenção dos pontos de ocorrência	154
Preditores abióticos	158
Construção e avaliação dos modelos de nicho ecológico	159
Avaliação do efeito das bromélias sobre a distribuição potencial das pererecas.....	162
Resultados.....	162
Distribuição potencial das bromélias	162
Distribuição potencial das pererecas bromelígenas	165
Discussão	170
Referências	175
Apêndice	181
Tabela S1	181
Tabela S2	184
Tabela S3	185
CONCLUSÕES.....	186

Introdução Geral

Um conjunto crescente de evidências indica que a Terra passa por mais um período de extinções em massa, estas decorrentes da intensificação da ação humana nos últimos séculos (Collins e Crump 2009; Barnosky et al. 2011). As taxas de extinção excedem aquelas observadas no registro fóssil para diversos grupos taxonômicos (Barnosky et al. 2011), em especial para os anfíbios, que contam com cerca de 38% das espécies sob ameaça de extinção ou quase ameaçadas (IUCN 2018). Esse número é certamente otimista, visto que 25% das espécies de anfíbios possuem *status* de conservação indeterminado (IUCN 2018), podendo estar de fato ameaçadas (Morais et al. 2013). Atualmente são conhecidas 7.860 espécies de anfíbios viventes, divididas nas ordens Anura (rãs, pererecas e sapos), Caudata (salamandras e tritões) e Gymnophiona (cobras-cegas) (Frost 2018). A pele altamente permeável, os ovos desprovidos de casca rígida protetora e a necessidade de ambientes aquáticos e terrestres úmidos para seu desenvolvimento (Duellman e Trueb 1994), tornam os anfíbios organismos muito sensíveis a alterações ambientais (Collins e Crump 2009). A partir do final dos anos 1980 constatou-se o declínio populacional de várias espécies de anfíbios ao redor do mundo, mesmo em áreas consideradas protegidas (Alford e Richards 1999; Stuart et al. 2004; Lips et al. 2005; Collins e Crump 2009). Algumas das principais causas sugeridas são a perda e a fragmentação de *habitat*, as mudanças climáticas globais e a emergência de patógenos, entre eles o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (causador da quitridiomiose) (Lips et al. 2006; Pounds et al. 2006; Wake 2007; Sodhi et al. 2008). Tais fatores podem atuar em sinergia (Sodhi et al. 2008), o que demanda estratégias rápidas para maximizar os esforços de conservação para os anfíbios (Diniz-Filho et al. 2004).

O Brasil é o país que possui a maior riqueza de anfíbios, com 1080 espécies conhecidas, sendo 1039 de anuros (Segalla et al. 2016). Grande parte das espécies de anuros é endêmica de

regiões montanhosas, principalmente daquelas concentradas na Mata Atlântica (Villalobos et al. 2013; Vasconcelos et al. 2014; Rossa-Feres et al. 2017). Apesar de ser uma das florestas tropicais mais ameaçadas do planeta (Myers et al. 2000; Ribeiro et al. 2009), a Mata Atlântica ainda abriga em seus fragmentos 625 espécies de anuros (Rossa-Feres et al., 2017). No leste do Brasil estão localizados três dos maiores sistemas montanhosos da América do Sul além dos Andes, as serras da Mantiqueira, do Mar e do Espinhaço (Alvarenga et al. 1997; Zalán 2012). A complexa topografia dessas regiões pode ter promovido a especiação por isolamento geográfico em micro-*habitat* úmidos (Haddad e Prado, 2005; Silva et al. 2012) sendo uma das causas da elevada riqueza de anuros da Mata Atlântica. As serras do Mar e da Mantiqueira concentram uma parcela considerável dos remanescentes florestais, grande parte incluídos em áreas protegidas (Aguiar et al. 2003; Becker et al. 2013). Entretanto, fora dessas áreas protegidas as paisagens naturais encontram-se alteradas, devido principalmente a atividades agrícolas, urbanização e mineração, provavelmente causando efeitos negativos sobre os anfíbios. De fato, as regiões montanhosas concentram a maior parte dos registros de declínios populacionais e desaparecimentos de anfíbios anuros no Brasil (Eterovick et al. 2005; Verdade et al. 2011). Ainda assim, o declínio de anfíbios no Brasil é pouco compreendido, pois a carência de conhecimento taxonômico e biogeográfico dificulta tentativas de determinação do estado de conservação de grande parte das espécies (Silvano e Segalla, 2005; Leite et al. 2008).

Embora exista uma análise detalhada sobre a composição de espécies, distribuição e endemismo de anfíbios anuros na Serra do Espinhaço (Leite et al. 2008; Leite 2012), o mesmo não é válido para as serras da Mantiqueira e do Mar, para as quais apenas parte das diversidades de anuros foi compilada. Cruz e Feio (2007) elaboraram uma primeira síntese focada somente em anuros endêmicos de ambas as serras, na qual apontaram 66 e 63 espécies endêmicas para a Serra do Mar e para a Mantiqueira, respectivamente. Garey e Provete (2016) compilaram dados de

literatura e produziram uma listagem de 75 espécies de anuros com ocorrências nos campos de altitude (*sensu* Safford 1999) das serras da Mantiqueira e do Mar. Mais recentemente, Campos e Lourenço-de-Moraes (2017) amostraram 99 espécies de anuros em seis localidades distribuídas ao longo da Serra do Mar, muito embora uma delas (Reserva Biológica Augusto Ruschi, município de Santa Teresa, Espírito Santo) pertença à porção Setentrional da Serra da Mantiqueira (*sensu* Gatto et al. 1983; Gontijo-Pascutti et al. 2012). Assim, análises detalhadas sobre a diversidade e distribuição geográfica dos anfíbios anuros que ocorrem nessas duas regiões serranas se fazem necessárias, pois serão base para uma melhor definição das prioridades de conservação desse tão ameaçado grupo de vertebrados. Além disso, os dados obtidos serão de imenso valor para a avaliação das estratégias de proteção já implementadas, tais como as unidades de conservação (UCs).

As UCs são uma categoria de áreas protegidas do Brasil cujo objetivo principal é a conservação dos recursos naturais (Jenkins et al. 2015). Entretanto, a rede de UCs não representa adequadamente uma significativa parcela da biodiversidade brasileira (Jenkins et al. 2015; Oliveira et al. 2017), acompanhando a tendência observada em escala global para diversos grupos, incluindo os anfíbios (Rodrigues et al. 2004b; Nori et al. 2015). Tais constatações só são possíveis com o emprego da “análise de lacunas”, ferramenta que visa verificar se espécies ou ecossistemas estão protegidos de maneira adequada pela rede de áreas protegidas (Jennings, 2000). No Brasil, poucas análises de lacunas foram direcionadas a anfíbios anuros e, embora diferindo em aspectos metodológicos, todas constataram elevados déficits de proteção — 93% para 90 espécies endêmicas do bioma Cerrado (Silvano 2011); 80% entre 24 espécies endêmicas do Cerrado, porém restritas a Minas Gerais (Barata et al. 2016); e 87% entre as 42 espécies endêmicas da Serra do Espinhaço (Leite 2012). Essas análises demandaram dados de alta qualidade sobre a distribuição geográfica das espécies, nesse caso, os registros pontuais de ocorrência georreferenciados (“pontos

de ocorrência”). Apesar de serem representações imperfeitas da verdadeira distribuição geográfica das espécies (Barata et al. 2016), os registros pontuais são a base para outros métodos de representação dessa distribuição. Entre esses métodos se destacam os mínimos polígonos convexos (MPC), utilizados tradicionalmente na estimativa da extensão de ocorrência das espécies (IUCN 2016), e os modelos de nicho ecológico ou modelos de distribuição de espécies (Franklin 2009; Peterson et al. 2011). Ambos os métodos têm sido intensivamente utilizados em estudos biogeográficos, macroecológicos e com foco conservacionista, incluindo as análises de lacunas citadas acima.

Esta tese foi desenvolvida com o objetivo principal de preencher uma parte das lacunas de conhecimento faunístico, biogeográfico e sobre a conservação dos anfíbios anuros em serras do Sudeste do Brasil, com especial ênfase na Mantiqueira (abordagem semelhante se encontra em andamento para a Serra do Mar; L. Malagoli, comunicação pessoal). A Mantiqueira considerada aqui refere-se ao complexo de serras e planaltos ondulados que se estende pelos quatro estados do Sudeste, dividido em porções “Meridional” e “Setentrional” (*sensu* Gatto et al. 1983; Alvarenga et al. 1997; Gontijo-Pascutti et al. 2012), não se referindo somente à região popularmente conhecida como “Serra da Mantiqueira”, a qual corresponde à porção Meridional desse complexo serrano. São apresentados quatro capítulos, os quais giram em torno dos temas “diversidade”, “distribuição” e “conservação”, embora “distribuição” esteja na base de todos eles. O primeiro capítulo, redigido em inglês no formato de artigo científico, o qual já se encontra submetido ao periódico *Herpetologica*, traz um inventário inédito dos anuros com ocorrência no complexo da Mantiqueira, obtido após uma detalhada revisão de exemplares tombados em 10 coleções científicas brasileiras, complementada com informações da literatura. São caracterizados o grau de associação das espécies com a cadeia montanhosa (espécies típicas ou marginais) e os padrões de distribuição geográfica, com referência ao endemismo e à presença das espécies em outras unidades de relevo

(e.g., Serra do Mar e Espinhaço). Por fim, são ressaltadas as espécies ameaçadas de extinção e as espécies “desaparecidas” (cujos registros mais recentes datam de no mínimo 30 anos atrás).

Os demais capítulos estão redigidos em português. O segundo capítulo, no formato de artigo científico seguindo as normas do periódico *Herpetology Notes*, apresenta uma análise da distribuição espacial da riqueza de espécies de anuros e do esforço de coleta empregado ao longo da Mantiqueira, indicando regiões que representam lacunas de conhecimento sobre a anurofauna. No terceiro capítulo são apresentados os resultados de uma análise de lacunas para 90 espécies de anuros com ocorrência na Mantiqueira, sendo 79 endêmicas e as demais com registros também na Serra do Mar e no Quadrilátero Ferrífero (extremo meridional da Serra do Espinhaço; Gatto et al. 1983; Alvarenga et al. 1997). Utilizando diferentes métodos, incluindo MPCs e modelos de nicho ecológico, foram estimadas as áreas de distribuição das espécies, para estabelecer metas de representação espécie-específicas (Rodrigues et al. 2004a) e determinar a porcentagem da distribuição que se encontra protegida em UCs. Os “mapas” obtidos para cada espécie foram também sobrepostos aos mapas dos remanescentes de vegetação natural da área de estudo, para quantificar o montante da distribuição afetado pela perda de *habitat*. Por fim, o quarto capítulo foca especificamente no tema “distribuição”, trabalhando também com modelos de nicho ecológico, para investigar como a adequabilidade ambiental projetada para bromélias rupícolas *Alcantarea* influencia as distribuições potenciais de três espécies de anuros bromelígenas (*i.e.*, com ciclo de vida obrigatoriamente associado a plantas Bromeliaceae que armazenam água; Peixoto 1987), sendo duas endêmicas da Mantiqueira (*Ololygon arduous* e *O. cosenzai*) e uma endêmica da Serra do Mar (*O. v-signata*). O terceiro e o quarto capítulos não possuem ainda periódicos de submissão definidos.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, A.P., A.G. Chiarello, S.L. Mendes, e E.N. Matos. 2003. The Central and Serra do Mar corridors in the Brazilian Atlantic Forest. Pp. 118–132 in *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook* (C. Galindo-Leal, e I.G. Câmara, eds.). Island Press, USA.
- Alford, R.A., e S.J. Richards. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133–65.
- Alvarenga, M.A., J.E. Bezerra da Silva, e P.S. Nunes. 1997. Unidades de relevo. Pp. 51–73 in *Uma Visão do Brasil* (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE). Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais IBGE, Brazil.
- Barata, I.M., V.M. Uhlig, G.H. Silva, e G.B. Ferreira. 2016. Downscaling the gap: protected areas, scientific knowledge and the conservation of amphibian species in Minas Gerais, Southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* 11:34–45.
- Barnosky, A.D., N. Matzke, S. Tomiya, ... e E.A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Becker, C.G., D. Rodriguez, e K.R. Zamudio. 2013. The Brazilian Adirondacks? *Science* 340:428.
- Campos, F.S., e R. Lourenço-de-Moraes. 2017. Anurans from the mountain chain Serra do Mar: a critical area for amphibian conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *Herpetology Notes* 10: 547–560.
- Collins, J.P., e M.L. Crump. 2009. *Extinction in our times: global amphibian decline*. Oxford University Press, NY, USA.
- Cruz, C.A.G., e R.N. Feio. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. Pp. 117–126 in *Herpetologia no Brasil II* (Nascimento, L.B. e M.E. Oliveira, eds.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Brazil.
- Diniz-Filho, J.A.F., L.M. Bini, C.M. Vieira, M.C. Souza, R.P. Bastos, D. Brandão, e L.G. Oliveira. 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia* 25:63–75.
- Duellman, W.E., e L. Trueb. 1994. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, USA.
- Eterovick, P.C., A.C.O.Q. Carnaval, D.M. Borges-Nojosa, D.L. Silvano, M.V. Segalla, e I. Sazima. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* 37:166–179.
- Frost, D.R. 2018. *Amphibian species of the world: An online reference*. Version 6.0. American Museum of Natural History, USA. Disponível em <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. Acessado em 04 de maio de 2018.
- Garey, M.V., e D.B. Provete. 2016. Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of Southern and Southeastern Brazil. *Oecologia Australis* 20:94–108.

- Gatto, L.C., V.L.S. Ramos, B.T.A. Nunes, L. Mamede, M.H.B. Goés, C.A. Mauro, S.M. Alvarenga, E.M.S. Franco, A.F. Quirico, e L.B. Neves. 1983. Geomorfologia. Pp. 305–367 in Folhas SF.23/24. Rio de Janeiro/Vitória; Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra. Levantamento de Recursos Naturais, volume 32 (Projeto RADAMBRASIL). Ministério das Minas e Energia, Brazil.
- Gontijo-Pascutti, A.H.F., Y. Hasui, M. Santos, A.V. Soares Jr., e I.A. Souza. 2012. As serras do Mar e da Mantiqueira. Pp. 549–571 in Geologia do Brasil (Hasui, Y., C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida, e A. Bartorelli, eds.). Beca, Brazil.
- Haddad, C.F.B., e C.P.A. Prado. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55:207–217.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2016. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 12.0. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents>. Acessado em 03 de junho de 2016.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2018. Amphibians on the IUCN Red List. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians/analysis/red-list-status>. Acessado em 04 de maio de 2018.
- Jenkins, C.N., M.A.S. Alves, A. Uezu, e M.M. Vale. 2015. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLoS ONE* 10: e0145064.
- Jennings, M.D. 2000. Gap analysis: Concepts, methods, & recent results. *Landscape Ecology* 15:5–20.
- Leite, F.S.F. 2012. Taxonomia, Biogeografia e Conservação dos Anfíbios da Serra do Espinhaço. Ph. D. Dissertation, Universidade Federal de Minas Gerais, Brazil.
- Leite, F.S.F., F.A. Juncá, e P.C. Eterovick. 2008. Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Serra do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade* 4:158–176.
- Lips, K.R., P.A. Burrowes, J.R. Mendelson, e G. Parra-Olea. 2005. Amphibian declines in Latin America: widespread population declines, extinctions, and impacts. *Biotropica* 37:163–165.
- Lips, K.R., F. Brem, R. Brenes, J.D. Reeve, R.A. Alford, J. Voyles, C. Carey, L. Livo, A.P. Pessier, e J.P. Collins. 2006. Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community. *PNAS* 103:3165–3170.
- Morais, A.R., M.N. Siqueira, P. Lemes, N.M. Maciel, P. De Marco Jr., e D. Brito. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation* 166:98–102.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, e J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Nori, J., P. Lemes, N. Urbina-Cardona, D. Baldo, J. Lescano, e R. Loyola. 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation* 191:367–374.

- Oliveira, U., B.S. Soares-Filho, A.P. Paglia, ... e A.J. Santos. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports* 7:9141.
- Peixoto, O.L. 1995. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata Atlântica. *Revista da Universidade Rural do Rio de Janeiro* 17:75–83.
- Pounds, J.A., M.R. Bustamante, L.A. Coloma, J.A. Consuegra, et al. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161–167.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni, e M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Rodrigues, A.S.L., H.R. Akcakaya, S.J. Andelman, ... X. Yan. 2004a. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54:1092–1100.
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, ... e X. Yan. 2004b. Effectiveness of the global protected-area network in representing species diversity. *Nature* 428:640–643.
- Rossa-Feres, D.C., M.V. Garey, U. Caramaschi, ... e C.F.B. Haddad. 2017. Anfíbios da Mata Atlântica: lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. Pp. 237–314 in *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica* (Monteiro-Filho, E.L.A. e C.E. Conte, eds.). Editora UFPR, Curitiba, Brazil.
- Safford, H.D. 1999. Brazilian páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* 26:693–712.
- Segalla, M.V., U. Caramaschi, C.A.G. Cruz, T. Grant, C.F.B. Haddad, P.C.A. Garcia, B.V.M. Berneck, e J.A. Langone. 2016. Brazilian amphibians – list of species. *Herpetologia Brasileira* 5:34–46. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br/index.php/anfibios>. Acessado em 04 de maio de 2016.
- Silva, F.R., M. Almeida-Neto, V.H.M. Prado, C.F.B. Haddad, e D.C. Rossa-Feres. 2012. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography* 39:1720–1732.
- Silvano, D.L. 2011. Distribuição e conservação de anfíbios no cerrado em cenários atuais e futuros. Ph. D. Dissertation, Universidade de Brasília, Brazil.
- Silvano, D.L., e M.V. Segalla. 2005. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conservation Biology* 19: 653–658.
- Sodhi, N.S., D. Bickford, A.C. Diesmos, T.M. Lee, L.P. Koh, B.W. Brook, C.H. Sekercioglu, e C.J.A. Bradshaw. 2008. Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLoS ONE* 3:e1636.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman, e R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783–1786.

- Vasconcelos, T.S., V.H.M. Prado, F.R. Silva, e C.F.B. Haddad. 2014. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. PLoS ONE 9:e104130.
- Villalobos, F., R. Dobrovolski, D.B. Provete, e S.F. Gouveia. 2013. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. PLoS ONE 8:e56073.
- Verdade, V.K., A.C.Q. Carnaval, M.T. Rodrigues, L. Schiesari, D. Pavan, e J. Bertoluci. 2011. Decline of amphibians in Brazil. Pp. 85–127 in Amphibian Biology, Volume 9: Status of Decline of Amphibians: Western Hemisphere. Part 2: Uruguay, Brazil, Ecuador and Colombia (Heatwole, H., C.L. Barrio-Amorós, e J.W. Wilkinson, eds.). Surrey Beatty and Sons, Australia.
- Wake, D.B. 2007. Climate change implicated in amphibian and lizard declines. PNAS 104: 8201–8202.
- Zalán, P.V. 2012. Origem e evolução das bacias cenozoicas do Sudeste. Pp. 544–548 in Geologia do Brasil (Hasui, Y., C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida, e A. Bartorelli, eds.). Beca, Brazil.

Capítulo 1

Anuran Richness and Distribution in a Highly Diverse Region of the Atlantic Forest: the Mantiqueira Mountain Range in southeastern Brazil

Submetido ao periódico *Herpetologica*, qualis B1 na área de Biodiversidade – Capes (2016)

(Submetido em 22 de abril de 2017; primeiro parecer em 05 de dezembro de 2017; versão corrigida submetida em 03 de março de 2018; segundo parecer em 21 de maio de 2018; aceito em 14 de agosto de 2018)

Anuran Richness and Distribution in a Highly Diverse Region of the Atlantic Forest: the Mantiqueira Mountain Range in southeastern Brazil

EMANUEL T. DA SILVA^{1,2,3,7}, MARCO ANTÔNIO A. PEIXOTO^{4,6}, FELIPE S. F. LEITE⁵, RENATO N. FEIO^{4,6} AND PAULO C. A. GARCIA^{1,2}

¹ Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brazil

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brazil

³ Centro Universitário de Caratinga, Campus II, Bairro Nossa Senhora das Graças, 35300-000, Caratinga, MG, Brazil

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Avenida P.H. Rolfs s/n, 36570-000, Viçosa, MG, Brazil

⁵ Sagarana Lab, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, Campus Florestal, 35690-000, Florestal, MG, Brazil

⁶ Museu de Zoologia João Moojen, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Vila Gianetti, 32, 36570-000, Viçosa, MG, Brazil

⁶ CORRESPONDENCE: e-mail, etsbio03@gmail.com

ABSTRACT: We present a synthesis of anuran diversity and distribution in the Mantiqueira Mountain Range, which is one of the largest mountain ranges fully embedded in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. We assembled a species list based on the examination of 16,893 specimens housed in 10 herpetological collections, as well as data compiled from the literature. We built minimum convex polygons for each species to determine their degree of association with the mountain range, and assessed distribution patterns considering species presence/absence in nearby geomorphological units. The northern and southern sectors of the mountain range were tested for differences in species composition, accounting for possible effects of the main vegetation types of the range. We recorded 234 anuran species (~23% of total anuran richness for Brazil), including 143 core species, 89 species of marginal occurrence, and two species with an undetermined degree of association because of taxonomic uncertainties. Of these species, 91 were widespread and occur throughout the Atlantic Forest and in other regions, 53 were not widespread but range into neighboring geomorphological units, and 88 were endemic species. The northern and southern sectors of the mountain range differed in species composition, which was influenced by the different vegetation types. Thirty-nine endemic species were restricted to the southern sector while 45 occurred only in the northern sector, indicating that these sectors potentially represent distinct biogeographic units with regard to the anurans. We found 14 species that are listed among the categories of both global and national lists of threatened species, and 10 species whose most recent records date from at least 30 years ago, four of which are designated as threatened. Our study confirms that the Mantiqueira Range is a critical region for anuran endemism and conservation in the Atlantic Forest, and provides a baseline for future biogeographic, taxonomic and macroecological studies.

Key words: Conservation; Endemism; Frogs; Neotropical mountains; Zoogeography

THE NEOTROPICAL region harbors the highest amphibian richness on Earth, with notable concentrations of species in the eastern tropical Andes and in the Brazilian Atlantic Forest (Young et al. 2004; Villalobos et al. 2013). Brazil stands out among Neotropical countries with 1080 amphibian species, of which 1039 are anurans (Segalla et al. 2016). More than half of these species occur in the Atlantic Forest (~625 species; Rossa-Feres et al. 2017), many of which are endemic to mountainous areas (Cruz and Feio 2007; Vasconcelos et al. 2014; Garey and Provete 2016). Although the mountain ranges of Brazil are not as extensive and tall as the Andes Mountains, regional mountain chains ranging up to about 2900 m occur throughout the Atlantic Forest in the Southeast and South regions of the country (Gontijo-Pascutti et al. 2012). Among these are the largest mountain ranges in Brazil, the Mantiqueira, the Serra do Mar, and the Espinhaço, with the last also encompassing parts of the drier Cerrado and Caatinga biomes (Giulietti et al. 1997; Leite et al. 2008). These highlands shelter a remarkable diversity of anurans (Cruz and Feio 2007; Leite et al. 2008; Toledo et al. 2014), in part on account of the elevation gradient, diversity of floristic assemblages, and humid environments (Silva et al. 2012; Toledo and Batista 2012; Vasconcelos et al. 2014).

About 84–88% of the original area of the Atlantic Forest has been deforested (Ribeiro et al. 2009; Tabarelli et al. 2010). Although lowlands have been more severely degraded (Tabarelli et al. 2010), the landscapes of mountain ranges and plateaus have also been modified by agricultural, logging, and mining activities. This degradation has likely contributed to the decline or extinction of anuran populations in the region. Indeed, some of the first reports on amphibian population declines came from sites in the Mantiqueira and Serra do Mar in southeastern Brazil (Heyer et al. 1988; Weygoldt 1989; Guix et al. 1998; but see Eterovick et al. 2005; Pimenta et al. 2008; Almeida et al. 2011). Additionally, some of the first cases of infection by

Batrachochytrium dendrobatidis in Brazil came from localities in the Mantiqueira and Serra do Mar ranges (Carnaval et al. 2006; Toledo et al. 2006). Carvalho et al. (2017) proposed chytridiomycosis as the probable cause for the decline of some montane frogs in Brazil, although this proposal has been questioned (see Navarro-Lozano et al. 2018).

For a given area, the compilation of a species list is a basic step in the development of effective conservation action plans (Toledo and Batista 2012). Such plans are urgently needed for amphibians, among the most threatened vertebrate clades on the planet (Stuart et al. 2004; Catenazzi 2015). Leite et al. (2008) and Leite (2012) provided the results of a detailed analysis of anuran species composition and endemism for the Espinhaço Range. In contrast, the anuran diversities of the Mantiqueira and Serra do Mar ranges have only been partly compiled. Focusing exclusively on endemic anurans, Cruz and Feio (2007) provided the first synthesis for the two mountain ranges, and suggested that the Serra do Mar and in the Mantiqueira possess 66 and 63 endemic species, respectively. Garey and Provete (2016) compiled data from available literature and produced a checklist of anuran species inhabiting highland grasslands (“campos de altitude” of Safford 1999) of both the Mantiqueira and Serra do Mar ranges. They found 75 species, 34 of which occur in the Mantiqueira Range (Garey and Provete 2016). Campos and Lourenço-de-Moraes (2017) sampled 99 anuran species from six sites distributed along the Serra do Mar, although their northernmost site (Reserva Biológica Augusto Ruschi) actually belongs to the northern portion of the Mantiqueira Range (sensu Gatto et al. 1983; Gontijo-Pascutti et al. 2012).

In addition to species inventories, the delimitation of distribution patterns provides information for biogeographic research, which is the first step towards understanding the mechanisms by which biotas are assembled (Vasconcelos and Rodrigues 2010; Valdujo et al. 2012). These patterns can vary greatly among anurans as a consequence of environmental requirements and biogeographic history (Valdujo et al. 2012; Vasconcelos et al. 2014). Anurans

of the Atlantic Forest mountains typically have small ranges (Villalobos et al. 2013), which is probably attributable to the presence of specialized habitats isolated on mountaintops (e.g., cloud forests and campos de altitude; Safford 1999), in a sky island configuration (McCormack et al. 2009). Moreover, given the topographic continuities between portions of the Mantiqueira Range and neighboring highland complexes in southeastern Brazil (Cruz and Feio 2007; Gontijo-Pascutti et al. 2012), some montane anuran species are expected to occur in more than one mountain chain. For example, three evolutionary lineages of the treefrog *Pithecopus ayeaye* are strongly correlated with three mountain complexes of southeastern Brazil, including the Mantiqueira, although none of the lineages are properly protected (Magalhães et al. 2017). Therefore, understanding distribution patterns and the processes responsible are critical for establishing conservation strategies based on biogeographic interpretations (Carvalho et al. 2011; Jenkins et al. 2015).

We aimed to summarize knowledge regarding species composition and geographic distribution of anurans of the Mantiqueira Range by presenting an exhaustive inventory based on the examination of museum specimens and literature records. We also intended to answer the following questions: (1) to what degree is the distribution of each species associated with the mountain range? (2) Are the non-widespread species mainly endemic or most of them also occur in nearby highlands (e.g., Serra do Mar and Espinhaço)? (3) Do the northern and southern sectors of the range differ in species composition? And (4) because vegetation contributes to the regionalization of anuran diversity within the Atlantic Forest (Vasconcelos et al. 2014), in what way do the main vegetation types of the range influence the clustering patterns of anuran assemblages in the two sectors? We also aimed to highlight threatened and missing species (i.e., most recent records dating from at least 30 years ago). Our study brings new and important data on the herpetofauna inhabiting the highlands of the Atlantic Forest biodiversity hotspot.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The Mantiqueira Mountain Range is located in southeastern Brazil (Fig. 1), the most populous region of the country, and is known for its abundance of river springs and waterfalls (Gontijo-Pascutti et al. 2012; Becker et al. 2013). The Mantiqueira is part of a broad system of mountain chains (the Serras), undulated plateaus and rift valleys that extend for ~1500 km along the southern and southeastern borders of the Atlantic Shield (Zalán 2012). The origin of this system dates back to the Early Cretaceous, following the Gondwana break-up (Gontijo-Pascutti et al. 2012). Terrain uplifts that lasted until the end of the Paleogene, concurrent with the activation of faults and continuous weathering and erosion, produced the current hilly relief (Gontijo-Pascutti et al. 2012; Zalán 2012).

The Mantiqueira Range extends from the eastern part of the state of São Paulo (SP), northeastwards along the southern border of the state of Minas Gerais (MG) to eastern MG and southern state of Espírito Santo (ES; Fig. 1), for a total length of ~900 km (Gontijo-Pascutti et al. 2012). The lowlands of the Paraíba do Sul River basin partially separate the Mantiqueira Range into southern and northern sectors (Fig. 1C; Gatto et al. 1983; Gontijo-Pascutti et al. 2012). The southern sector (hereinafter southern Mantiqueira) corresponds to the region popularly known as Serra da Mantiqueira; it reaches a maximum of elevation of 2798 m at the summit of Pedra da Mina on the border of the states of MG and SP (IBGE 2016). The northern sector (hereinafter northern Mantiqueira) reaches a maximum elevation of 2891 m at Bandeira Peak, on the border of MG and ES (Gatto et al. 1983; Alvarenga et al. 1997; IBGE 2016).

Within our study area, the main basement rock is composed of pre-Silurian gneiss and granite, but disjunct formations of other rock types are also present (Gatto et al. 1983; Benites et

al. 2007). This is the case for the quartzites found at Serra do Ibitipoca and the alkaline–syenite intrusions at Passa Quatro and Itatiaia plateaus (Benites et al. 2007; Almeida and Carneiro 2012). These different basement rocks generated a variety of soils that support diverse vegetation types (Benites et al. 2007). Originally, semideciduous forests predominated in inner regions, ombrophilous (moist) forests in wetter areas and relicts of mixed humid forests at mid-to-high elevations, with the presence of the Brazilian pine *Araucaria angustifolia* (Brazão and Santos 1997). Campos de altitude (highland grasslands) appear above elevations of 1500 m (Safford 1999; Vasconcelos 2011). Despite historic forest fragmentation, the southern Mantiqueira still harbors large continuous natural remnants, thus a network of protected areas with varied use restrictions has been established therein (Aguiar et al. 2003; Becker et al. 2013).

Delimitation of the Mantiqueira Range.—We initially considered the limits of the Mantiqueira to be those depicted in the Map of Brazilian Relief Units (IBGE 2006). Because we wanted to focus on highland anuran assemblages, however, we selected only localities with elevations above 800 m. At this threshold, the southern Mantiqueira forms a continuum with other geomorphologic units of diverse origins, such as the Canastra Plateau and the southern Espinhaço Range. To deal with this issue, we used the elevation threshold of 1000 m to set the western and northwestern limits of the polygon depicting the southern Mantiqueira (see Appendix I in the Supplemental File S1 available online). Even with this restriction, our study area still included the highest parts of the Alto Rio Grande Plateau, which adjoins the southern Mantiqueira at this elevation (Fig. 1C). A mix of semideciduous forests and savannah-like vegetation (Cerrado) originally covered this undulated plateau (Azevedo 1962). Additionally, we included the serras of Japi and Cantareira, which pertain to the Serra do Mar according to Gontijo-Pascutti et al. (2012), but are continuous with the southern Mantiqueira at the elevation of 800 m.

Following Cruz and Feio (2007), we also included the Poços de Caldas Plateau in our study area. This plateau differs from the neighboring highlands by the presence of an intrusive alkaline structure among the migmatite bedrock, which is circular in shape and has an area of ~800 km² (Almeida and Carneiro 2012). We also included the Poços de Caldas Plateau as part of the Mantiqueira because these areas share some anuran species with restricted geographic ranges (Acioli and Toledo 2008; Toledo et al. 2009). The final extent of the Mantiqueira considered for the present study encompassed ~45,273 km² (Fig. 1C).

Data Collection

We assembled information from the literature and from the examination of museum specimens in order to create a database of anuran occurrence in the Mantiqueira. We first verified the extents of occurrence of the Atlantic Forest anurans (Haddad et al. 2013; Toledo et al. 2014) with the IUCN database (IUCN 2016a), in order to list all species having distributions that could overlap with the study area. Second, we examined taxonomic literature, species lists and notes on geographic distribution (219 publications in total) in order to gather information regarding anuran records from all of the municipalities pertaining to the study area. Finally, we physically examined specimens housed in 10 Brazilian collections, from March 2015 to May 2016 (Appendix I in the Supplemental File S1). Specimens were identified using taxonomic literature and by comparisons with type specimens whenever necessary. We attempted to verify all vouchered specimens for any anurans occurring at sites with elevations above 800 m inside the limits of the study area, and from localities within a buffer area of 5 km. Specimens from outside the study area were also examined for some species that IUCN (2016a) indicated as having distributions partially overlapping the Mantiqueira (excluding widespread species, as defined below).

A total of 16,893 specimens were examined from localities within the study area (Appendix IV in Supplemental File S1). We used any available geographic coordinates recorded in the databases of the collections after testing their locations with Google Earth (Google Inc. 2015). When georeferenced data were unavailable, precise or proximate coordinates were obtained directly from the collectors. Coordinates from the literature were also checked with Google Earth. Alternatively, we gathered coordinates for locations indicated by voucher specimen details using on-line sources (Appendix I in Supplemental File S1). Finally, when local or proximate coordinates were not available, we used the coordinates of the centroid of the municipality or protected area from where voucher specimens were obtained. Only native species were included in our database. The conservation status of the species followed IUCN (2016a) and MMA (2014). Species with their most recent records dating from at least 30 years ago, as indicated by collection databases and the literature, were considered as missing species (Catenazzi 2015).

Taxonomic Treatment

Anuran taxonomy followed Frost (2018). A considerable number of specimens were found labeled in collections with the expressions aff. (affinis), cf. (confer), gr. (species group), and sp. (undetermined species). We only considered these specimens as pertaining to valid species when: (1) they were confirmed as belonging to taxa in the process of being described by specialists, or (2) by recent unpublished taxonomic reviews; and (3) when characters of specimens, sometimes associated with unpublished field data, could support them as belonging to undescribed species. The exceptions were the following cases:

(1) Specimens labeled as *Ischnocnema guentheri*, *I. gr. guentheri*, and *I. cf. guentheri*: Based on molecular and bioacoustical data, Gehara et al. (2013) showed that the leaf-litter frog *I. guentheri*, once considered a widespread anuran in the Atlantic Forest, is a microendemic species

of the city of Rio de Janeiro and its surroundings (in Serra do Mar). Herein, we considered only the two candidate species proposed by Gehara et al. (2013; CS3 and CS4) that occur at localities within the Mantiqueira, and for which some specimens could be associated.

(2) Specimens labeled as *Ischnocnema parva*, *I. aff. parva*, *I. gr. parva* and *I. cf. parva*:

Some authors reported the leaf-litter frog *I. parva* from localities in the Mantiqueira (e.g., Cruz et al. 2009; Moura et al. 2012). Nevertheless, great taxonomic uncertainty involves *I. parva* because of the absence of type specimens and inconsistencies between the original description and subsequent morphological characterizations of the species (Brusquetti et al. 2013). We included only *I. cf. parva* in our list, taking into account the taxonomic uncertainty and the difficulty with determining the geographic extent of the other forms.

(3) Specimens labeled as *Leptodactylus latrans*, *L. cf. latrans*, *L. gr. latrans* and *L.*

ocellatus (the widely used synonym for *L. latrans*; Lavilla et al. 2010): According to de Sá et al. (2014), only the topotypic population from Teresópolis, Serra do Mar in Rio de Janeiro State, can be currently assigned to the frog *L. latrans*, as the data available from specimens outside this locality are not sufficient to correctly assign the taxonomic identity of those populations. Therefore, we considered all specimens associated to *L. latrans* as *L. cf. latrans*.

A special case involved the frog *Ischnocnema izecksohni*, which was originally described from the southern Espinhaço Range (Caramaschi and Kisteumacher 1989) and reported from several localities within the Mantiqueira Range by Taucce et al. (2012). The absence of morphological characters distinguishing *I. izecksohni* from *I. nasuta* (Heyer 1984) and the low genetic distances recently found between the two species (1.2–1.9%), indicate they might be a single species (Taucce et al. 2012, 2018). Indeed, we found no evidence of morphological differentiation between *I. izecksohni* and *I. nasuta* from the specimens we examined. Therefore, we considered the records of *I. izecksohni* as belonging to *I. nasuta*.

Another taxonomic issue appeared when analyzing some specimens of Bufonidae. Baldissera et al. (2004) erected the taxon *Bufo pombali* (= *Rhinella pombali*) to encompass toads occurring in the Atlantic Forest and transition areas with the Cerrado in MG. Later, Thomé et al. (2012) found *R. pombali* to be a hybrid between *R. crucifer* and *R. ornata*, and considered *R. pombali* as a junior synonym of both species. We considered specimens labeled as *R. pombali* as either *R. crucifer* or *R. ornata* only when those specimens displayed the diagnostic characters of one or the other species, according to Baldissera et al. (2004). Specimens with characters of both species were considered hybrids and referred to here as *R. crucifer* x *ornata*.

Definition of Geographic Distribution Patterns

We plotted all records for each species over the polygon depicting the Mantiqueira Range. For anurans with geographic ranges that at least partially overlapped this area we created minimum convex polygons (= convex hulls; IUCN 2016b). We then classified species as “core species”, when their polygon overlapped at least 40% of the Mantiqueira extent, or when at least 40% of their entire polygon was inside the limits of the study area. Species distributed otherwise were classified as “marginal”.

We classified species into eight categories. Endemic species were those with records restricted to the Mantiqueira, or in disjunct sites above 600 m located inside the Mantiqueira extent of IBGE (2006). Among endemics, narrowly endemic species were those recorded from a unique georeferenced point, from a single protected area or municipality or from a regional subdivision of the study area (e.g., Poços de Caldas Plateau). We considered widespread species to be those with wide latitudinal and longitudinal ranges frequently occurring outside the Atlantic Forest, or species with records in more than two geomorphological units in addition to the Mantiqueira. We considered Mantiqueira–Espinhaço species as those occurring only in these mountain ranges. Similarly, Mantiqueira–Serra do Mar species had occurrences only in these

areas. Some species had records limited to all three of these highland groups, and thus were classified as Mantiqueira–Mar–Espinhaço species. Anurans occurring only in the Mantiqueira and the Canastra Plateau were considered Mantiqueira–Canastra species; Mantiqueira–Canastra–Espinhaço species were those with records restricted to all three of these highland formations. Finally, species found in coastal areas of Espírito Santo State, with distributions reaching the Mantiqueira, were classified as Mantiqueira–Espírito Santo coastal lowland species.

Species Composition Analysis

We selected 35 localities that had a minimum of 20 anuran species in our database (15 in the southern and 20 in the northern sectors; Data File S1 in the Supplemental Materials) to derive a Jaccard distance matrix. We used Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA; Anderson 2001), with 1000 permutations, to test the hypotheses that (1) the southern and northern sectors of the Mantiqueira differ in species compositions, and (2) the main vegetation types of the range (ombrophilous and semideciduous forests) influence the clustering patterns of anuran assemblages in the two mountain sectors. We also used Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS; Legendre and Legendre 1998) to visually explore variation in species composition between the southern and northern sectors. These analyses were performed with the *vegan* package v2.4-1 (Oksanen et al. 2016) in R v3.3.2 (R Core Team 2016).

RESULTS

We recorded 234 anuran species for the Mantiqueira Range belonging to 16 families (Appendix II and Table S1 in the Supplemental File S1), including 143 core (61.1%) and 89 marginal (38.0%) species (Table 1). The degree of association with the Mantiqueira could not be determined for only the leaf-litter frog *Ischnocnema* cf. *parva* and, because of its taxonomic uncertainty, the treefrog *Scinax dolloi*, (Appendix III in Supplemental File S1). Within the

Mantiqueira, 87 species had records only in the southern sector and 81 species only in the northern sector, while 66 species had records in both. Core species were the majority in both sectors (Fig. 2A). The anurans of Mantiqueira are predominantly forest dwellers (143 species; 61.1%), while 43 species are typical of open habitats (18.4%), and 46 species occur in both forested and open areas (19.7%). Forest anurans were predominant among the species restricted to either the northern or southern sectors, as well as among those found in both (Fig. 2B). Eight species found in open areas occurred only in highland grasslands (campos de altitude; Table S1 in Supplemental File S1).

Regarding distribution patterns, 91 species were considered widespread (38.9%), while 88 species were endemic (37.6%; Table 1), of which 33 were narrowly endemic. Widespread anurans predominated among those occurring in both sectors of the Mantiqueira, while the majority of anurans found exclusively in one or the other portion of the range were not widespread (Fig. 3). Thirty-five non-widespread species also occurred in the Serra do Mar (Table 1), of which 19 species were found to be restricted to the southern sector of the Mantiqueira (Fig. 3). Additionally, four species shared with Serra do Mar also occurred in the Espinhaço Range (*Aplastodiscus arildae*, *A. cavicola*, *Ischnocnema nasuta* and *Trachycephalus imitatrix*); these four species had records from both Mantiqueira sectors (Fig. 3; Table S1 in Supplemental File S1). The records of 12 species were restricted to the Mantiqueira and Espinhaço ranges, whereas *Leptodactylus cunicularius* and *Pithecopus ayeaye* occurred in the southern sector of Mantiqueira, in the Espinhaço Range and in the Canastra Plateau (Table S1). Only *Boana stenocephala* occurred exclusively in the southern sector of the Mantiqueira and the Canastra Plateau. Finally, three core species of the coastal lowlands of Espírito Santo State had marginal distributions in the northern sector of the Mantiqueira: *Chiasmocleis capixaba*, *Physalaemus obtectus*, and *Oloolygon kautskyi* (Table S1 in Supplemental File S1).

For 69 species we found literature-only records in addition to collection records, whereas 10 species were recorded solely from literature sources (Appendix III in Supplemental File S1). When considering only museum data, 12 widespread species (*Boana albopunctata*, *B. faber*, *B. pardalis*, *B. polytaenia*, *Dendropsophus minutus*, *Haddadus binotatus*, *Lepodactylus* cf. *latrans*, *Physalaemus cuvieri*, *Proceratophrys boiei*, *Rhinella crucifer*, *Scinax fuscovarius*, and *Thoropa miliaris*) accounted for ~30% of the total georeferenced point locations. In contrast, 106 anuran species (including 52 endemic) were reported from five or fewer locations (Table S1 in Supplemental File S1), accounting for 7.7% of the total number of georeferenced point locations from collections.

The 35 localities selected for the analysis of species composition comprised 207 (88.0%) of the total anuran species that occur in the Mantiqueira. The two sectors of the range had distinct species compositions ($F = 7.00$; $R^2 = 0.16$; $P < 0.001$; Fig. 4A). Thirty-nine endemic species were restricted to the southern sector, 45 endemic species occurred only in the northern sector and four endemic species had records in both (*Bokermannohyla ibitipoca*, *Physalaemus feioi*, *Proceratophrys mantiqueira*, *Zachenus carvalhoi*; Fig. 3; Table S1 in Supplemental File S1). The segregation of anuran assemblages was influenced by the main vegetation types ($F = 2.79$; $R^2 = 0.06$; $P < 0.001$), with two clusters of localities, one in each sector of the Mantiqueira (Fig. 4B).

According to IUCN (2016a), four of the anuran species reported for the Mantiqueira are listed as vulnerable (VU; *Allobates olfersioides*, *Bokermannohyla vulcaniae*, *Euparkerella tridactyla* and *Thoropa petropolitana*); two as endangered (EN; *Dendrophryniscus carvalhoi* and *Oloolygon belloni*); three as critically endangered (CR; *Holoaden bradei*, *Melanophryniscus peritus* and *Pithecopus ayeaye*); nine as near threatened (NT), of which six are endemic; and 45 as data deficient (DD), of which 30 are endemic (Table S1). According to the Brazilian list of threatened species (MMA 2014), three species are VU (*A. olfersioides*, *Physalaemus maximus*

and *Scinax duartei*); two are EN (*Holoaden luederwaldti* and *T. petropolitana*); four are CR (*B. vulcaniae*, *H. bradei*, *Paratelmatobius lutzi* and *Proceratophrys palustris*); seven are NT (all of them endemic); and 30 are DD (including 22 endemic; Table S1 in Supplemental File S1).

DISCUSSION

Species Diversity and Distribution

We found records of 234 anuran species in the Mantiqueira Range, which represents ~37.5% of the known anuran richness for the Atlantic Forest (625 species; Rossa-Feres et al. 2017) and ~23% of the total anuran richness reported for Brazil (1039 species; Segalla et al. 2016). This montane region represents only 3.44% and 0.53% of the area of these regions, respectively. Moreover, 88 species are endemic to the Mantiqueira, of which 33 are narrowly endemic. About 50% of the species currently assigned to the genera *Crossodactylodes*, *Holoaden*, *Megaelasia*, and *Zachaenus* are Mantiqueira endemics (see Frost 2018). In contrast, the Espinhaço Range, albeit more extensive and crossing three vegetational domains, possesses 165 species (Leite 2012). These results underscore the relevance of the Mantiqueira Range for the conservation of not only taxonomic diversity, but also of the evolutionary history of Atlantic Forest anurans. There remain some species that, in spite of being documented in museum records, have not been recorded in the field for a long period of time, indicating they might have gone locally extinct (Verdade et al. 2011; Pimenta et al. 2014).

Although 200 (85.5%) of the species registered for the Mantiqueira are typical representatives of the Atlantic Forest, some core species of Cerrado anurans occur in the margins of the range (e.g., *Rhinella rubescens*, *R. mirandaribeiroi*, *Dendropsophus nanus*, *D. rubicundulus*, *Boana lundii*, *B. raniceps*, *B. stenocephala*, *Pithecopus ayeaye*, *Leptodactylus cunicularius*, *Odonthophrynus cultripes* and *Pseudopaludicola saltica*; Valdujo et al. 2012; this

study). These and other occurrences are likely a consequence of the savannah-like grasslands that naturally occur in the plateaus adjoining the southern Mantiqueira (Azevedo 1962; Brazão and Santos 1997). Alternatively, they might represent recent colonization events following Atlantic Forest deforestation (Zina et al. 2010).

Fifty anuran species having limited distributions occur in the Mantiqueira and nearby highlands. Cruz and Feio (2007) listed 24 species as shared between the Mantiqueira and Serra do Mar, which we update to 35 species (considering the four species that also occur in the Espinhaço Range), including 28 with marginal occurrences in the Mantiqueira, and 19 species found only in the southern sector of this mountain chain. Geographic proximity, as well as elevation continuity between the southern Mantiqueira and Serra do Mar (Gontijo-Pascutti et al. 2012), probably explain this commonality in species composition. However, many of the shared species of Cruz and Feio (2007) currently have a different taxonomic status. As examples: (a) the specimens attributed to *Holoaden luederwaldti* from the Bocaina Plateau (one of the highest parts of the Serra do Mar) are now assigned to *H. suarezi* (Martins and Zaher 2013); (b) *Proceratophrys melanopogon* is now considered restricted to Serra do Mar, and populations from the Mantiqueira have been recognized as two different species (*P. itamari* and *P. mantiqueira*) by Mângia et al. (2014).

Some closely related species have allopatric distributions between the Mantiqueira and Serra do Mar. This is the case for *Physalaemus jordanensis*, which is an endemic of the southern Mantiqueira, and *P. barrioi*, an endemic of the Bocaina Plateau (Tolledo et al. 2009; Garey et al. 2014; Garey and Provete 2016). A similar case is the species pair *Chiasmocleis mantiqueira* and *C. altomontana*; the first occurs in the Mantiqueira and Espinhaço ranges, whereas the second is endemic to the Serra do Mar (Forlani et al. 2017). Two species of the small and secretive frogs of the genus *Euparkerella* occur in northern Mantiqueira (*E. tridactyla* and *E. aff. robusta*; Hepp et

al. 2015; this study), where they inhabit only ombrophilous forests, the same vegetation type of the localities where their congeners occur in the Serra do Mar.

The anuran species from the Mantiqueira cited above (*C. mantiqueira*, *E. tridactyla*, *H. luederwaldti*, and *P. jordanensis*) as well as *Paratelmatobius mantiqueira* and *Pa. lutzii* are separated from their congeners in Serra do Mar by river valleys, the largest of which is the Paraíba do Sul (Fig. 1C; Pombal and Haddad 1999). This lowland is part of the complex rift system that occurs along the coastline in southern and southeastern Brazil, and its activity in the Paleogene delineated Serra do Mar, Mantiqueira and the current river valleys (Gontijo-Pascutti et al. 2012; Zalán 2012). There has been debate regarding the role of the main rivers of southeastern Brazil as vicariant barriers in shaping the biodiversity of the Atlantic Forest because of the complex interactions between Cenozoic tectonism and Quaternary climatic oscillations (Thomé et al. 2010; Amaro et al. 2012). Indeed, the current absence of *Euparkerella* in areas of the northern Mantiqueira that are covered by semideciduous forests is interesting. Although it could be the result of sampling deficiencies, it might indicate a scenario in which not only the geologic events might have determined the regional anuran faunas, but evolutionary forest dynamics as well.

We identified 18 non-widespread anuran species occurring in the Mantiqueira and Espinhaço ranges. The records of many of these species in Espinhaço (i.e., *Adelophryne meridionalis*, *Aplastodiscus arildae*, *Ap. cavicola*, *C. mantiqueira*, *Hylodes babax*, *I. surda*, *Ololygon* aff. *heyeri*, *O. luizotavioi*, *O. tripui*, *Physalaemus maximus* and *Scinax* aff. *perereca*) are concentrated in the southernmost portion of this range. This region, which is known as Quadrilátero Ferrífero (Iron Quadrangle) because of the abundance of huge iron ore deposits, is where the Atlantic Forest meets the Cerrado and ferruginous/quartzitic rupestrian grasslands (Silveira et al. 2016). The historical occurrence of continuous forests that connected the Iron Quadrangle and the

Mantiqueira could explain this faunal similarity, as most of these 18 species are mainly forest dwellers. Although the Atlantic Forest is currently fragmented, these species can still be found in forest patches of the Iron Quadrangle (e.g., Pirani et al. 2013 and references therein) and Mantiqueira (e.g., Cruz et al. 2009; Moura et al. 2012; Silva-Soares and Scherrer 2013). Indeed, anuran species composition of sites in the Iron Quadrangle are more similar to that of localities in the northern Mantiqueira than to that of Serra do Cipó in southern Espinhaço (Pirani et al. 2013).

Species Composition and Endemism

Anuran species composition follows the geologic division of the Mantiqueira into two distinct portions. The distributions of endemic anurans reinforce the dissimilarity between the southern and northern sectors of the range, as only four endemic species had records from both portions. These findings indicate that the two sectors are distinct biogeographic units with regards to the anuran fauna. The distributions of endemic anuran, bird and plant species in the Espinhaço Range also indicate its division into two (Vasconcelos et al. 2008) or three (Leite et al. 2008; Echternacht et al. 2011) distinct portions. Studies with other zoological and botanic groups in the Mantiqueira might corroborate the pattern of distribution we found for anurans.

It is important to highlight that the two main vegetation types (ombrophilous and semideciduous forests) were found to influence the dissimilarities among anuran assemblages in the Mantiqueira in such a way that four clusters were delimited. This effect was expected because vegetation structure is one of the main factors determining biogeographic regions for anurans in the Atlantic Forest (Vasconcelos et al. 2014). Interestingly, although the two southern clusters of the Mantiqueira overlapped to some extent, the same was not true for the two northern clusters. The greater number of selected localities from the northern sector of the Mantiqueira ($n = 20$) in relation to the southern sector ($n = 15$) could have increased the probability of overlap by the northern clusters. This was not found, however, indicating a stronger association between anuran

assemblages and vegetation types in the northern than in the southern sector of the mountain range.

Our study confirms that the Mantiqueira is a “hot point” of anuran endemism. We recovered 88 endemic anurans that represent 16.6% of the total anuran richness known for the Atlantic Forest (Rossa-Feres et al. 2017), and a high rate of endemism (37.6%). For comparison, 28.5% of the anurans of the Espinhaço are endemic (Leite 2012). When excluding undescribed species ($n = 24$), the number of endemic species decreases to 64, strikingly similar to the 63 species reported by Cruz and Feio (2007). Unfortunately, Cruz and Feio (2007) only presented the identities for 36 of the species that they considered narrowly endemic. Four of species described as narrowly endemic by Cruz and Feio (2007) have since been recorded outside the Mantiqueira: *Boana stenocephala* (Valdujo et al. 2012; this study); *Pithecopus ayeaye* (Baêta et al. 2009); *Proceratophrys pavotii* (Peres and Simon 2011); and *Ololygon kautskyi* (Almeida et al. 2011; this study). Several other of the narrowly endemic species reported by Cruz and Feio (2007) have since had their geographic ranges extended to sites within the Mantiqueira (see Table S2 in Supplemental File S1). On the other hand, Walker et al. (2015) considered *Bokermannohyla feioi*, once restricted to Serra do Ibitipoca in the southern Mantiqueira, as a junior synonym of *B. nannuzae*, which was previously considered an Espinhaço endemic (Leite et al. 2008).

Threatened Species and Conservation Issues

We found 14 threatened anuran species occurring in the Mantiqueira Range. Four threatened anurans had no records in the last 30 to 65 years (*Holoaden bradei*, *Melanophryniscus peritus*, *Paratelmatobius lutzii* and *Thoropa petropolitana*) despite collection efforts at their type localities and other sites (Pombal and Haddad 1999; Haddad 2008; Caramaschi and Cruz 2011; Haddad et al. 2016a). In the same situation are *Crossodactylus grandis*, *C. weneri*, *Hylodes glaber*, *H. vanzolinii*, *Ischnocnema epipeda*, and *Megaelasia jordanensis*, all considered DD; the

last three species are known only from their type series, which can date back to the 1950s (Heyer 1982; Verdade and Rodrigues 2008; Haddad et al. 2016b). The case of *I. epipeda* must be considered with caution because of the taxonomic uncertainties involving this taxon (Haddad et al. 2016b). Other species have recent records outside their type localities, but no recent topotypes. An example is *Cycloramphus carvalhoi*, described from Itatiaia National Park in the 1950s, and later recorded in Campos do Jordão State Park (Martins et al. 2006), both localities in the southern Mantiqueira.

The disappearances of montane anurans from southeastern Brazil were considered as population declines (Heyer et al. 1988; Weygoldt 1989; Guix et al. 1998). Some of those apparent declines have been questioned because of methodological discrepancies regarding data collection and comparisons (Pimenta et al. 2008), and the subsequent recovery of some populations (Eterovick et al. 2005; Almeida et al. 2011). The absence of continuous monitoring programs using consistent methodology hinders the possibility of determining whether at least some of these declines are artifacts resulting from natural population fluctuations or from sampling deficiencies (Eterovick et al. 2005; Verdade et al. 2011; Catenazzi 2015). Cases of rediscovered populations of frogs suggest the need for more coordinated fieldwork to ascertain the status of missing species (e.g., Abarca et al. 2010; Martins 2010; Catenazzi 2015). Those species that have not been documented from large protected areas of Mantiqueira, such as Itatiaia (e.g., *Hylodes glaber*, *Paratelmatobius lutzii*) and Caparaó (e.g., *Hylodes vanzolini*) National Parks, could be persisting in unexplored areas located within the boundaries of those protected areas.

Protected areas in the restrictive Categories I, II and III of IUCN (Dudley 2008) represent only 4.48% of the total area of the Mantiqueira, indicating that many species, especially the endemics, might not be properly protected in a significant part of their geographic ranges. A gap

analysis would be interesting for addressing this question, as has been recently done for endemic anurans of the Cerrado of Minas Gerais, in which 80% of the species are insufficiently protected (Barata et al. 2016).

The Mantiqueira is one of the most diverse areas for anurans in the Atlantic Forest biome, and is probably one of the speciose mountainous areas in South America, east of the Andes. The high degree of endemism, the congruent geographic distributions of some species in Mantiqueira with nearby highlands, and the dissimilarity in species composition between the two sectors within the range, exemplify the complexity of the evolution of the anuran fauna inhabiting the mountains of southeastern Brazil. Phylogeographic studies using montane anurans as model organisms have advanced the understanding of the mechanisms that gave rise to this fauna (e.g., Amaro et al. 2012; Magalhães et al. 2017). We acknowledge that future fieldwork and surveys of materials accessioned in collections not sampled here will probably yield distribution extensions for some of the anurans reported in our study. However, this will not decrease the conservation importance of the Mantiqueira. We have provided a baseline for future biogeographic, taxonomic and macroecological studies that can improve conservation actions for the anuran species of this highly diverse mountainous region in the Atlantic Forest hotspot.

Acknowledgments.—This study is a contribution to the research project “Biogeografia e Conservação da anurofauna no Complexo Serrano da Mantiqueira, Sudeste do Brasil”, supported by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Project #068437/2014-06). We thank C.F.B. Haddad (Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro), H.Q.B. Fernandes and T.S. Soares (Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Instituto Nacional da Mata Atlântica), J.P. Pombal Jr. (Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro), L.B. Nascimento (Museu de Ciências Naturais, Pontifícia Universidade Católica de

Minas Gerais), L.F. Toledo (Museu de Zoologia Adão José Cardoso, Universidade Estadual de Campinas), M.R.S. Pires (Laboratório de Zoologia de Vertebrados, Universidade Federal de Ouro Preto), R.M.H. de Carvalho (Universidade Federal de Juiz de Fora), and T. Grant (Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo) for allowing access to specimens under their care. We also thank all the technical managers and trainees of the institutions visited, who provided essential assistance, and the several colleagues that provided us with indispensable geographic and taxonomic information. Special thanks go to L. Malagoli (UNESP – Rio Claro), M. Mongin (MNRJ), and T. S. Soares (MBML), for their valuable help in identifying some specimens. We thank A.P. Paglia, L.B. Nascimento and U. de Oliveira for improving an earlier version of this manuscript, Erik Wild for the language revision and Stephen J. Mullin and two anonymous reviewers for their significant contributions to the final version. E.T.S. thanks CNPq for a Ph. D. fellowship (Grant #141569/2014-0). M.A.A.P. thanks Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES) for a Master's Degree fellowship. CNPq also gave financial support to R.N.F. through a productivity fellowship.

SUPPLEMENTAL MATERIAL

Supplemental material associated with this article can be found online at [ME to provide appropriate URL].

LITERATURE CITED

Abarca, J., G. Chaves, A. García-Rodríguez and R. Vargas. 2010. Reconsidering extinction: Rediscovery of *Incilius holdridgei* (Anura: Bufonidae) in Costa Rica after 25 years. *Herpetological Review* 41:150–152.

- Acioli, E.C.S., and L.F. Toledo. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas beckeri*: Filling gap and description of its advertisement call. Check List 4:182–184. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/4.2.182>.
- Aguiar, A.P., A.G. Chiarello, S.L. Mendes and E.N. Matos. 2003. The Central and Serra do Mar corridors in the Brazilian Atlantic Forest. Pp. 118–132 in The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook (C. Galindo-Leal and I.G. Câmara, eds.). Island Press, USA.
- Almeida, A.P., J.L. Gasparini, and P.L.V. Peloso. 2011. Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil – The need for looking at the “coldspots.” Checklist 7:542–560. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/7.4.542>.
- Almeida, F.F.M., and C.D.R. Carneiro. 2012. Corpos alcalinos de Poços de Caldas, Itatiaia e São Sebastião. Pp. 464–465 in Geologia do Brasil (Y. Hasui, C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida and A. Bartorelli, eds.). Beca Editora, Brazil.
- Alvarenga, M.A., J.E. Bezerra da Silva and P.S. Nunes. 1997. Unidades de relevo. Pp. 51–73 in Uma Visão do Brasil (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE). Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais IBGE, Brazil.
- Amaro, R.C., M.T. Rodrigues, Y. Yonenaga-Yassuda and A.C.O.Q. Carnaval. 2012. Demographic processes in the montane Atlantic rainforest: Molecular and cytogenetic evidence from the endemic frog *Proceratophrys boiei*. Molecular Phylogenetics and Evolution 62:880–888.
- Anderson, M.J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:626–639.
- Azevedo, L.G. 1962. Tipos de vegetação do Sul de Minas e campos da Mantiqueira (Brasil). Anais da Academia Brasileira de Ciências 34:225–234.

- Baêta, D., U. Caramaschi, C.A.G. Cruz and J.P. Pombal, Jr. 2009. *Phyllomedusa itacolomi* Caramaschi, Cruz and Feio, 2006, a junior synonym of *Phyllomedusa ayeaye* (B. Lutz, 1966) (Hylidae, Phyllomedusinae). *Zootaxa* 2226:58–65.
- Baldiçsera, F.A., Jr., U. Caramaschi and C.F.B. Haddad. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Arquivos do Museu Nacional* 62:255–282.
- Barata, I.M., V.M. Uhlig, G.H. Silva and G.B. Ferreira. 2016. Downscaling the gap: Protected areas, scientific knowledge and the conservation of amphibian species in Minas Gerais, Southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* 11:34–45.
- Becker, C.G., D. Rodriguez and K.R. Zamudio. 2013. The Brazilian Adirondacks? *Science* 340:428.
- Benites, V.M., C.E.G.R. Schaefer, F.N.B. Simas and H.G. Santos. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Revista Brasileira de Botânica* 30:569–577.
- Brazão, J.E.M., and M.M. Santos. 1997. Vegetação. Pp. 111–124 in *Uma Visão do Brasil* (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE). Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais IBGE, Brazil.
- Brusquetti, F., M.T.C. Thomé, C. Canedo, T.H. Condez and C.F.B Haddad. 2013. A new species of *Ischnocnema parva* species series (Anura, Brachycephalidae) from northern state of Rio de Janeiro, Brazil. *Herpetologica* 69:175–185.
- Campos, F.S., and R. Lourenço-de-Moraes. 2017. Anurans from the mountain chain Serra do Mar: A critical area for amphibian conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *Herpetology Notes* 10:547–560. Available at <https://biotaxa.org/hn/article/view/31357>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6xbHNS54r> on 01 March 2018.

- Caramaschi, U., and C.A.G. Cruz. 2011. A new, possibly threatened species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 from the state of Minas Gerais, southeastern Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 2011:1–9.
- Caramaschi, U., and G. Kisteumacher. 1989. A new species of *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Herpetologica* 44:423–426.
- Carnaval, A.O.Q.C., R. Puschendorf, O.L. Peixoto, V.K. Verdade and M.T. Rodrigues. 2006. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. *EcoHealth* 3:41–48.
- Carvalho, S.B., J.C. Brito, E.J. Crespo and H.P. Possingham. 2011. Incorporating evolutionary processes into conservation planning using species distribution data: A case study with the western Mediterranean herpetofauna. *Diversity and Distributions* 17:408–421.
- Carvalho, T., C.G. Becker and L.F. Toledo. 2017. Historical amphibian declines and extinctions in Brazil linked to chytridiomycosis. *Proceedings of the Royal Society B* 284:20162254.
- Catenazzi, A. 2015. State of the world’s amphibians. *Annual Review of Environment and Resources* 40:91–119. DOI: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021358>.
- Cruz, C.A.G., and R.N. Feio. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. Pp. 117–126 in *Herpetologia no Brasil II* (L.B. Nascimento and M.E. Oliveira, eds.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Brazil.
- Cruz, C.A.G., R.N. Feio and U. Caramaschi. 2009. *Anfíbios do Ibitipoca*. Bicho do Mato Editora, Brazil.
- de Sá, R.O., T. Grant, A. Camargo, W.R. Heyer, M.L. Ponssa and E. Stanley. 2014. Systematics of the Neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): Phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. *South American Journal of Herpetology* 9:1–128.

- Dudley, N. (ed.). 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN (International Union for Conservation of Nature), Switzerland.
- Echternacht, L., M. Trovó, C.T. Oliveira and J.R. Pirani. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora* 206:782– 791.
- Eterovick, P.C., A.C.O.Q. Carnaval, D.M. Borges-Nojosa, D.L. Silvano, M.V. Segalla and I. Sazima. 2005. Amphibian declines in Brazil: An overview. *Biotropica* 37:166–179.
- Forlani, M.C., J.F.R. Tonini, C.A.G. Cruz, H. Zaher and R.O. de Sá. 2017. Molecular and morphological data reveal three new cryptic species of *Chiasmocleis* (Mehely 1904) (Anura, Microhylidae) endemic to the Atlantic Forest, Brazil. *PeerJ* 5:e3005. DOI <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.3005>.
- Frost, D.R. 2018. Amphibian Species of the World: An Online Reference, Version 6.0. Available at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/>. Accessed on 1 July 2018. American Museum of Natural History, USA. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/71D1PeDta> on 26 July 2018.
- Garey, M.V., and D.B. Provete. 2016. Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of Southern and Southeastern Brazil. *Oecologia Australis* 20:94–108. DOI: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2002.07>.
- Garey, M.V., D.B. Provete, I.A. Martins, C.F.B. Haddad and D.C. Rossa-Feres. 2014. Anurans from the Serra da Bocaina National Park and surrounding buffer area, southeastern Brazil. *Check List* 10:308–316. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/10.2.308>.
- Gatto, L.C., V.L.S. Ramos, B.T.A. Nunes, L. Mamede, M.H.B. Goés, C.A. Mauro, S.M. Alvarenga, E.M.S. Franco, A.F. Quirico and L.B. Neves. 1983. Geomorfologia. Pp. 305–367 in Folhas SF.23/24. Rio de Janeiro/Vitória; Geologia, Geomorfologia, Pedologia,

Vegetação e Uso Potencial da Terra. Levantamento de Recursos Naturais, Volume 32 (Projeto RADAMBRASIL). Ministério das Minas e Energia, Brazil.

Gehara, M., C. Canedo, C.F.B Haddad and M. Vences. 2013. From widespread to microendemic: Molecular and acoustic analyses show that *Ischnocnema guentheri* (Amphibia: Brachycephalidae) is endemic to Rio de Janeiro, Brazil. *Conservation Genetics* 14:973–982. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10592-013-0488-5>.

Giulietti, A.M., J.R. Pirani and R.M. Harley. 1997. Espinhaço Range region, eastern Brazil. Pp. 397–404 in *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation* (S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos and A.C. Hamilton, eds.). IUCN Publication Unit, UK.

Gontijo-Pascutti, A.H.F., Y. Hasui, M. Santos, A.V. Soares, Jr., and I.A. Souza. 2012. As serras do Mar e da Mantiqueira. Pp. 549–571 in *Geologia do Brasil* (Y. Hasui, C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida and A. Bartorelli, eds.). Beca, Brazil.

Google, Inc. 2015. Google Earth, Version 7.1.5.1557. Available at <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pcyQcVpy> on 10 April 2017.

Guix, J.C., A. Montori, G.A. Llorente, M.A. Carretero and X. Santos. 1998. Natural history and conservation of bufonids in four Atlantic rainforest areas of southeastern Brazil. *Herpetological Natural History* 6:1–2.

Haddad, C.F.B. 2008. *Holoaden bradei*. Pp. 310 in *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, Volume 2* (A.B.M. Machado, G.M. Drummond and A.P. Paglia, eds.). Fundação Biodiversitas, Brazil.

- Haddad, C.F.B., L.F. Toledo, C.P.A. Prado, D. Loebmann, J.L. Gasparini and I. Sazima. 2013. Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia/Guide to the Amphibians of the Atlantic Forest: Diversity and Biology. Anolis Books, Brazil.
- Haddad, C.F.B., M.V. Segalla, Y.S.L. Bataus, ... U. Caramaschi. 2016a. Avaliação do risco de extinção de *Thoropa petropolitana* (Wandolleck, 1907). Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Available at <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7521-anfibios-thoropa-petropolitana>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdEmDs5X> on 17 April 2017.
- Haddad, C.F.B., M.V. Segalla, Y.S.L. Bataus, ... U. Caramaschi. 2016b. Avaliação do risco de extinção de *Ischnocnema epipeda* (Heyer, 1984). Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Available at <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7715-anfibios-ischnocnema-epipeda>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdEZKpf2> on 17 April 2017.
- Hepp, F., S.P. Carvalho-e-Silva, A.M.P.T. Carvalho-e-Silva and M. Folly. 2015. A fifth species of the genus *Euparkerella* (Griffiths, 1959), the advertisement calls of *E. robusta* Izecksohn, 1988 and *E. tridactyla* Izecksohn, 1988, and a key for the *Euparkerella* species (Anura: Brachycephaloidea: Craugastoridae). Zootaxa 3973:251–270. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3973.2.3>.
- Heyer, W.R. 1982. Two new species of the frog genus *Hylodes* from Caparaó, Minas Gerais, Brasil (Amphibia: Leptodactylidae). Proceedings of the Biological Society of Washington 95:377–385.

- Heyer, W.R. 1984. Variation, systematics, and zoogeography of *Eleutherodactylus guentheri* and closely related species (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 402:1–42. DOI: <http://dx.doi.org/10.5479/si.00810282.402>.
- Heyer, W.R., A.S. Rand, C.A.G. Cruz and O.L. Peixoto. 1988. Decimations, extinctions and colonizations of frog populations in Southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica* 20:230–235.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2016. Anuário Estatístico do Brasil - AEB 2016, Volume 76. Available at <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=720>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6vjccRqrH> on 15 December 2017.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2006. Mapa de Unidades de Relevo do Brasil. Available at http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdEvb6bW> on 17 April 2017.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2016a. The IUCN Red List of Threatened Species, Version 2015-4. Available at <http://www.iucnredlist.org/>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFJj2GG> on 17 April 2017.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2016b. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, Version 12.0. Available at <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFChs4q> on 17 April 2017.
- Jenkins, C.N., M.A.S. Alves, A. Uezu and M.M. Vale. 2015. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLoS One* 10:1–13. DOI: <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0145064>.

- Lavilla, E.O., J.A. Langone, U. Caramaschi, W.R. Heyer and R.O. de Sá. 2010. The identification of *Rana ocellata* Linnaeus, 1758. Nomenclatural impact on the species currently known as *Leptodactylus ocellatus* (Leptodactylidae) and *Osteopilus brunneus* (Gosse, 1851) (Hylidae). *Zootaxa* 2346:1–16.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Netherlands.
- Leite, F.S.F. 2012. *Taxonomia, Biogeografia e Conservação dos Anfíbios da Serra do Espinhaço*. Ph.D. dissertation, Universidade Federal de Minas Gerais, Brazil.
- Leite, F.S.F., F.A. Juncá and P.C. Eterovick. 2008. Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Serra do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade* 4:158–176.
- Magalhães, R.F., P. Lemes, A. Camargo, U. Oliveira, R.A. Brandão, H. Thomassen, P.C.A. Garcia, F.S.F. Leite and F.R. Santos. 2017. Evolutionarily significant units of the critically endangered leaf frog *Pithecopus ayeaye* (Anura, Phyllomedusidae) are not effectively preserved by the Brazilian protected areas network. *Ecology and Evolution* 7:8812–8828.
- Mângia, S., D.J. Santana, C.A. Cruz and R.N. Feio. 2014. Taxonomic review of *Proceratophrys melanopogon* (Miranda-Ribeiro, 1926) with description of four new species (Amphibia, Anura, Odontophrynidae). *Boletim do Museu Nacional, Série Zoologia* 531:1–33.
- Martins, I.A. 2010. Natural history of *Holoaden luederwaldti* (Amphibia: Strabomantidae: Holoadeninae) in southeastern of Brazil. *Zoologia* 27:40–46.
- Martins, I.A., and H. Zaher. 2013. A new species of the highland frog genus *Holoaden* (Amphibia, Strabomantidae) from cloud forests of southeastern Brazil. *Zootaxa* 3599:178–188. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3599.2.4>.

- Martins, I.A., F.B.R. Gomes, P.H. Bernardo and A.P. Suarez. 2006. Geographic distribution: *Cycloramphus carvalhoi*. *Herpetological Review* 37:99.
- McCormack, J.E., H. Huang and L.L. Knowles. 2009. Sky islands. Pp. 839–843 in *Encyclopedia of Islands* (R.G. Gillespie and D.A. Clague, eds.). University of California Press, USA.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2014. Portaria n° 444, de 17 de dezembro de 2014 - Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. *Diário Oficial da União*, Seção 1, 245:121–126.
- Morais, A.R., R.T. Braga, R.P. Bastos and D. Brito. 2012. A comparative analysis of global, national, and state red lists for threatened amphibians in Brazil. *Biodiversity Conservation* 21:2633–2640. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0322-2>.
- Moura, M.R., A.P. Motta, V.D. Fernandes and R.N. Feio. 2012. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 12:1–27. Available at <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n1/en/abstract?inventory+bn01012012012>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFRjVbR> on 17 April 2017.
- Navarro-Lozano, A., D. Sánchez-Domene, D.C. Rossa-Feres, J. Bosch and R.J. Sawaya. 2018. Are oral deformities in tadpoles accurate indicators of anuran chytridiomycosis? *PLoS ONE* 13:e0190955. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190955>.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, ... H. Wagner. 2016. *vegan: Community Ecology Package*, R Package Version 2.4-1. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Available at <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFW5Iok> on 17 April 2017.
- Peres, J., and J.E. Simon. 2011. Geographic distribution: *Proceratophrys paviotii*. *Herpetological Review* 42:108.

- Pimenta, B.V.S., M. Wachlevski and C.A.G. Cruz. 2008. Morphologic and acoustic variation, geographic distribution, and conservation status of the Spinythumb Frog *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi and Sazima, 1985 (Anura, Hylodidae). *Journal of Herpetology* 42:481–492.
- Pimenta, B.V.S., C.A.G. Cruz and U. Caramaschi. 2014. Taxonomic review of the species complex of *Crossodactylus dispar* A. Lutz, 1925 (Anura, Hylodidae). *Arquivos de Zoologia* 45:1–33.
- Pirani, R.M., L.B. Nascimento and R.N. Feio. 2013. Anurans in a forest remnant in the transition zone between Cerrado and Atlantic rain forest domains in southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85:1093–1104.
- Pombal, J.P., Jr., and C.F.B. Haddad. 1999. Frogs of the genus *Paratelmatobius* (Anura: Leptodactylidae) with descriptions of two new species. *Copeia* 1999:1014–1026.
- R Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Version 3.3.2. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Available at <http://www.r-project.org/>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFZrKAr> on 17 April 2017.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni and M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Rossa-Feres, D.C., M.V. Garey, U. Caramaschi, ... and C.F.B. Haddad. 2017. Anfíbios da Mata Atlântica: Lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. Pp. 237–314 in *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica* (E.L.A. Monteiro-Filho and C.E. Conte, eds.). Editora UFPR, Brazil.
- Safford, H.D. 1999. Brazilian páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* 26:693–712.

- Segalla, M.V., U. Caramaschi, C.A.G. Cruz, T. Grant, C.F.B. Haddad, P.C.A. Garcia, B.V.M. Berneck and J.A. Langone. 2016. Brazilian amphibians: List of species. *Herpetologia Brasileira* 5:34–46. Available at <http://www.sbherpetologia.org.br/index.php/anfibios>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pdFdrWZJ> on 17 April 2017.
- Silva, F.R., M. Almeida-Neto, V.H.M. Prado, C.F.B. Haddad and D.C. Rossa-Feres. 2012. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography* 39:1720–1732.
- Silva-Soares, T., and P.V. Scherrer. 2013. Amphibians of Parque Estadual do Forno Grande, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil: Species composition and conservation. *North-Western Journal of Zoology* 9:113–120.
- Silveira, F.A.O., D. Negreiros, N.P.U. Barbosa, ... H. Lambers. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: A neglected conservation priority. *Plant and Soil* 403:129–152.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman and R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783–1786.
- Tabarelli, M., A.V. Aguiar, M.C. Ribeiro, J.P. Metzger and C.A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic forest: Lessons for aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143:2328–2340.
- Taucce, P.P.G., F.S.F. Leite, P.S. Santos, R.N. Feio and P.C.A. Garcia. 2012. The advertisement call, color patterns and distribution of *Ischnocnema izecksohni* (Caramaschi and Kistumacher, 1989) (Anura, Brachycephalidae). *Papéis Avulsos de Zoologia* 52:111–119. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0031-10492012000900001>.

- Taucce, P.P.G., C. Canedo and C.F.B. Haddad. 2018. Two new species of *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae) from southeastern Brazil and their phylogenetic position within the *I. guentheri* series. *Herpetological Monographs* 32:1–21.
- Thomé, M.T.C., K.R. Zamudio, J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, F.A. Baldissera, Jr., and J. Alexandrino. 2010. Phylogeography of endemic toads and post-Pliocene persistence of the Brazilian Atlantic Forest. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 55:1018–1031.
- Thomé, M.T.C., K.R. Zamudio, C.F.B. Haddad and J. Alexandrino. 2012. Delimiting genetic units in Neotropical toads under incomplete lineage sorting and hybridization. *BMC Evolutionary Biology* 12:242. DOI: <http://dx.doi.org/1471-2148/12/242>
- Toledo, L.F., and R.F. Batista. 2012. Integrative study of Brazilian anurans: Geographic distribution, size, environment, taxonomy, and conservation. *Biotropica* 44:785–792.
- Toledo, L.F., F.B. Britto, O.G.S. Araújo, L.M.O. Giasson and C.F.B. Haddad. 2006. The occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil and the inclusion of 17 new cases of infection. *South American Journal of Herpetology* 1:185–191.
- Toledo, L.F., C.G. Becker, C.F.B. Haddad and K. Zamudio. 2014. Rarity as an indicator of endangerment in Neotropical frogs. *Biological Conservation* 179:54–62.
- Tolledo, J., E.F. Oliveira, R.N. Feio and L.N. Weber. 2009. Amphibia, Anura, Leiuperidae, *Physalaemus jordanensis* Bokermann, 1967: Distribution extension and geographic distribution map. *Check List* 5:422–424. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/5.3.422>.
- Valdujo, P.H., D.L. Silvano, G. Colli and M. Martins. 2012. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. *South American Journal of Herpetology* 7:63–78.
- Vasconcelos, M.F. 2011. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Revista Brasileira de Botânica* 34:241–246.

- Vasconcelos, M.F., and M. Rodrigues. 2010. Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). *Papéis Avulsos de Zoologia* 50:1–29.
- Vasconcelos, M.F., L.E. Lopes, C.G. Machado, M.R. Bornschein and M. Rodrigues. 2008. As aves dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço: Diversidade, endemismo e conservação. *Megadiversidade* 4:197–217.
- Vasconcelos, T.S., V.H.M. Prado, F.R. Silva and C.F.B. Haddad. 2014. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. *PLoS ONE* 9:e104130. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0104130>.
- Verdade, V.K., and M.T. Rodrigues. 2008. On the identity of *Cycloramphus jordanensis* Heyer, 1983 (Anura: Cycloramphidae). *Herpetologica* 64:452–457.
- Verdade, V.K., A.C.Q. Carnaval, M.T. Rodrigues, L. Schiesari, D. Pavan and J. Bertoluci. 2011. Decline of amphibians in Brazil. Pp. 85–127 in *Amphibian Biology, Volume 9, Part 2: Status of Decline of Amphibians: Western Hemisphere: Uruguay, Brazil, Ecuador and Colombia* (H. Heatwole, C.L. Barrio-Amorós and J.W. Wilkinson, eds.). Surrey Beatty and Sons, Australia.
- Villalobos, F., R. Dobrovolski, D.B. Provete and S.F. Gouveia. 2013. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. *PLoS ONE* 8:e56073. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056073>.
- Walker, M., A.C.C. Lourenço, B.V.S. Pimenta and L.B. Nascimento. 2015. Morphological variation, advertisement call, and tadpoles of *Bokermannohyla nanuzae* (Bokermann, 1973), and taxonomic status of *B. feioi* (Napoli and Caramaschi, 2004) (Anura, Hylidae,

Cophomantini). *Zootaxa* 3937:161–178. DOI:

<http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3937.1.8>.

Weygoldt, P. 1989. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil: Frogs as indicators of environmental deteriorations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 24:249–256.

Young, B.E., S.N. Stuart, J.S. Chanson, N.A. Cox and T.M. Boucher. 2004. *Disappearing Jewels: The Status of New World Amphibians*. NatureServe, USA.

Zalán, P.V. 2012. Origem e evolução das bacias cenozoicas do Sudeste. Pp. 544–548 in *Geologia do Brasil* (Y. Hasui, C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida and A. Bartorelli, eds.). Beca, Brazil.

Zina, J., F.P. de Sá and C.P.A. Prado. 2010. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas raniceps*

Cope, 1862: Distribution extension. *Check List* 6:230–231. DOI:

<http://dx.doi.org/10.15560/6.2.230>.

Accepted on 14 August 2018

Associate Editor: Michael Freake

TABLE 1.—THE NUMBER OF ANURAN SPECIES OF CORE AND MARGINAL OCCURRENCE IN THE MANTIQUEIRA RANGE, SOUTHEASTERN BRAZIL, ACCORDING TO THEIR DISTRIBUTION PATTERNS. SEE TEXT FOR DEFINITIONS OF CORE AND MARGINAL OCCURRENCES, AND FOR EACH OF THE DISTRIBUTION PATTERNS. ES = BRAZILIAN STATE OF ESPÍRITO SANTO (SEE FIG. 1).

Distribution pattern	Typical	Marginal	Pooled
Endemic	88	0	88
Widespread	42	49	91
Mantiqueira–Espinhaço	6	6	12
Mantiqueira–Serra do Mar	4	27	31
Mantiqueira–Mar–Espinhaço	3	1	4
Mantiqueira–Canastra	0	1	1
Mantiqueira–Canastra–Espinhaço	0	2	2
Mantiqueira–ES Coastal lowlands	0	3	3
Undetermined	-	-	2
Total	143	89	234

FIGURE CAPTIONS

FIG. 1.—(A) Map of Brazil depicting the original extent of the Brazilian Atlantic Forest (light gray; source: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>), with emphasis on the states of southeastern Brazil (black rectangle); (B) the study area in southeastern Brazil (dark gray); (C) limits of the Mantiqueira Range defined for this study, with the main regional divisions and neighboring highlands mentioned in the text. Brazilian states: Espírito Santo (ES), Minas Gerais (MG), Rio de Janeiro (RJ), and São Paulo (SP).

FIG. 2.—Total number of anuran species according to their degree of association with the Mantiqueira Range (A), and according to the main habitat types where they have been recorded (B), distributed by the sectors of the range where they occur.

FIG. 3.—Total number of anuran species according to the eight distribution patterns described in the text, distributed by the sectors of the Mantiqueira Range (dark gray area on the inset map) where they occur. ES = Brazilian state of Espírito Santo.

Fig. 4.—Ordination plots showing the first two axes of a NMDS analysis for species composition of 35 anuran assemblages in the Mantiqueira Range in southeastern Brazil, with clusters considering only the southern and northern sectors (A), and the interaction between sectors and the main vegetation types (B). omb = ombrophilous forest; sd = semideciduous forest. Stress = 0.1612.

Figure 1

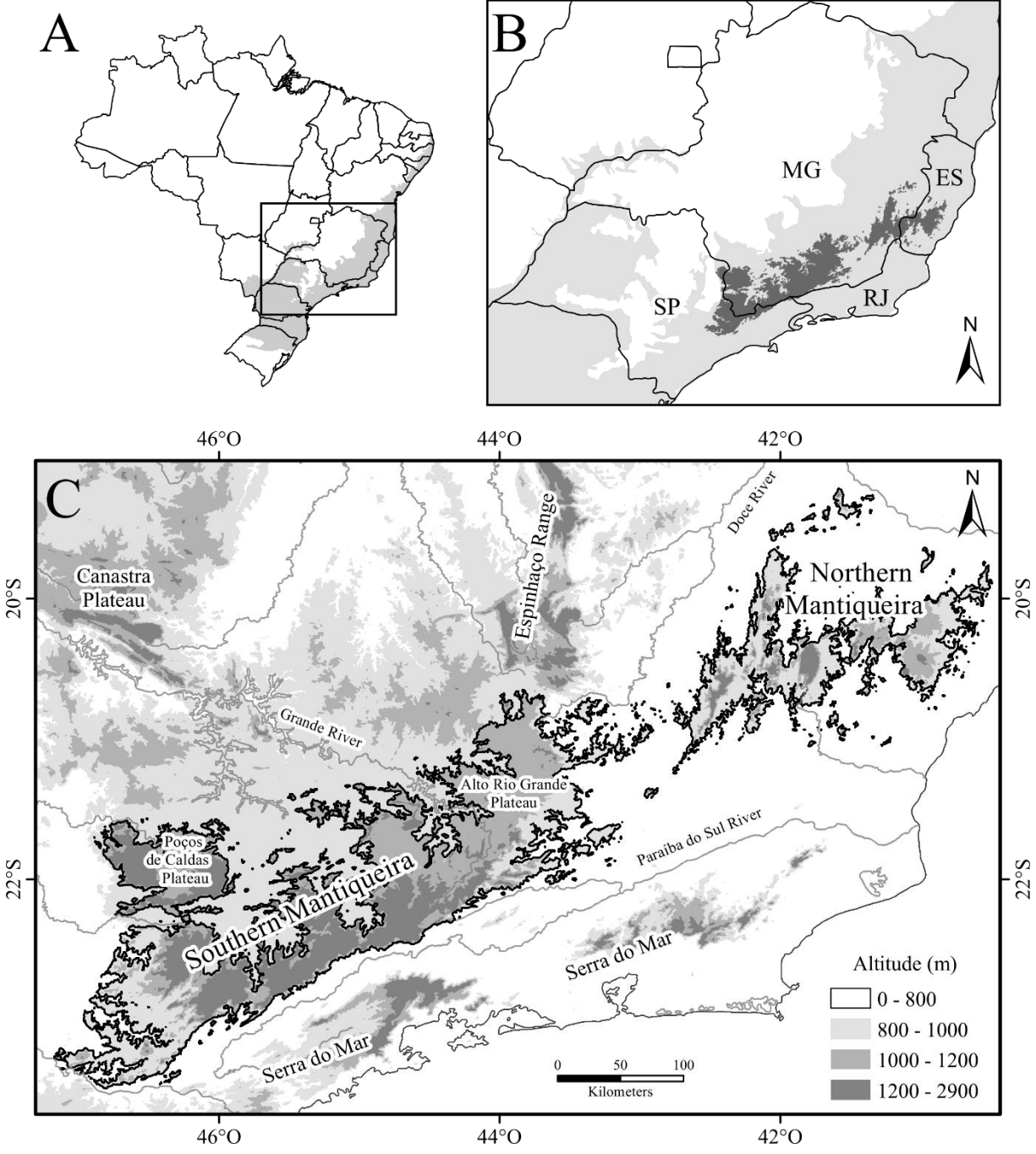


Figure 2

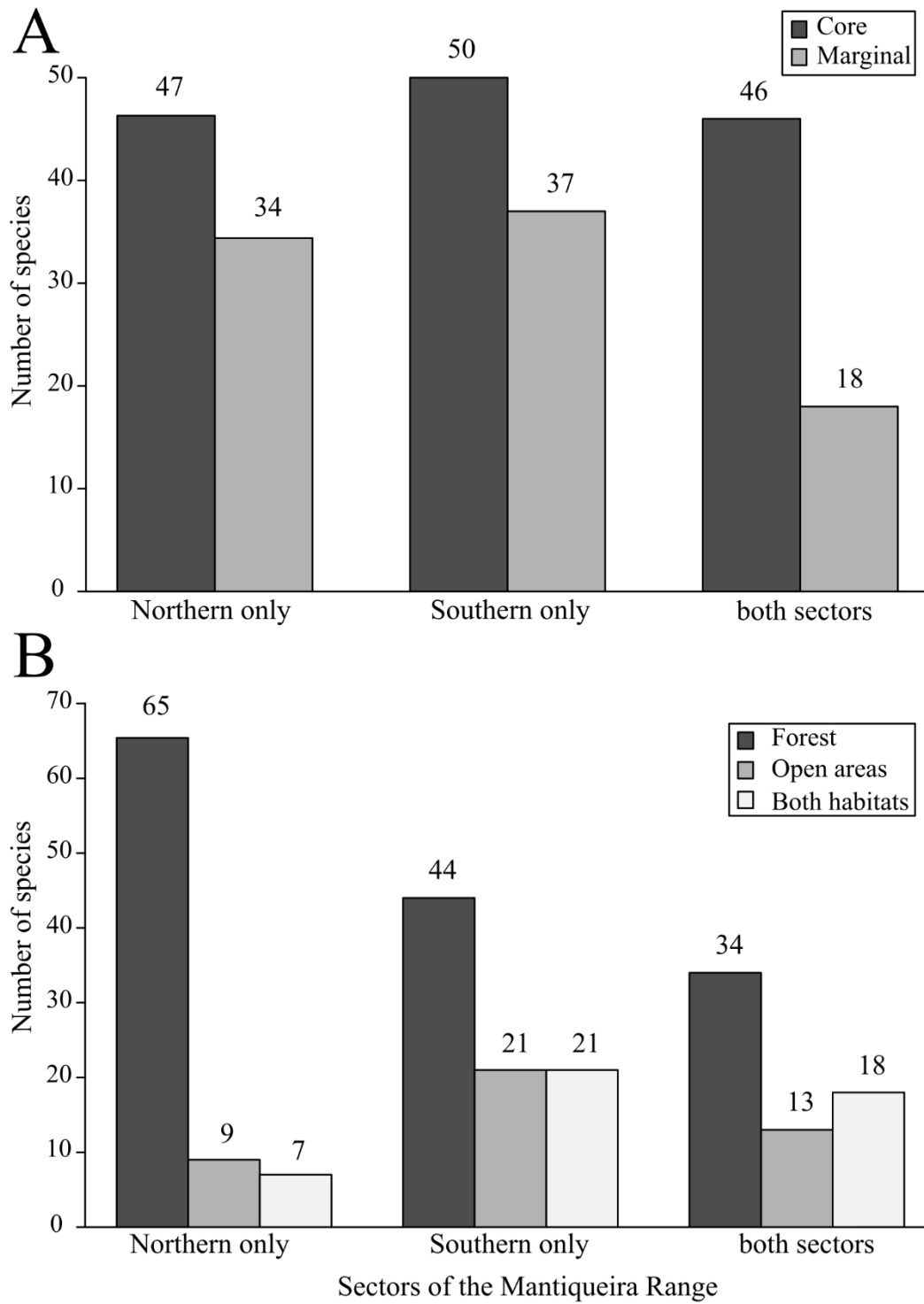


Figure 3

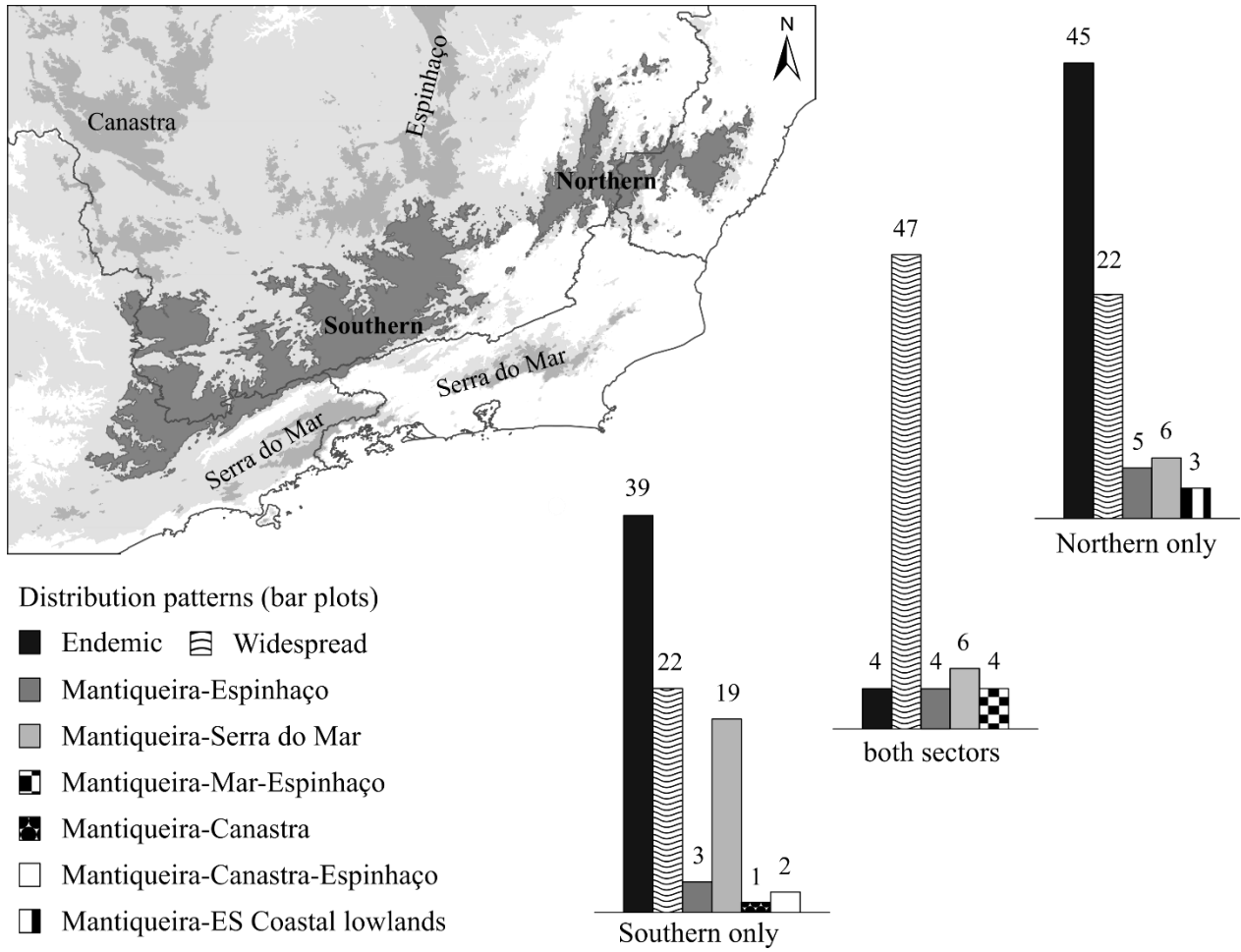
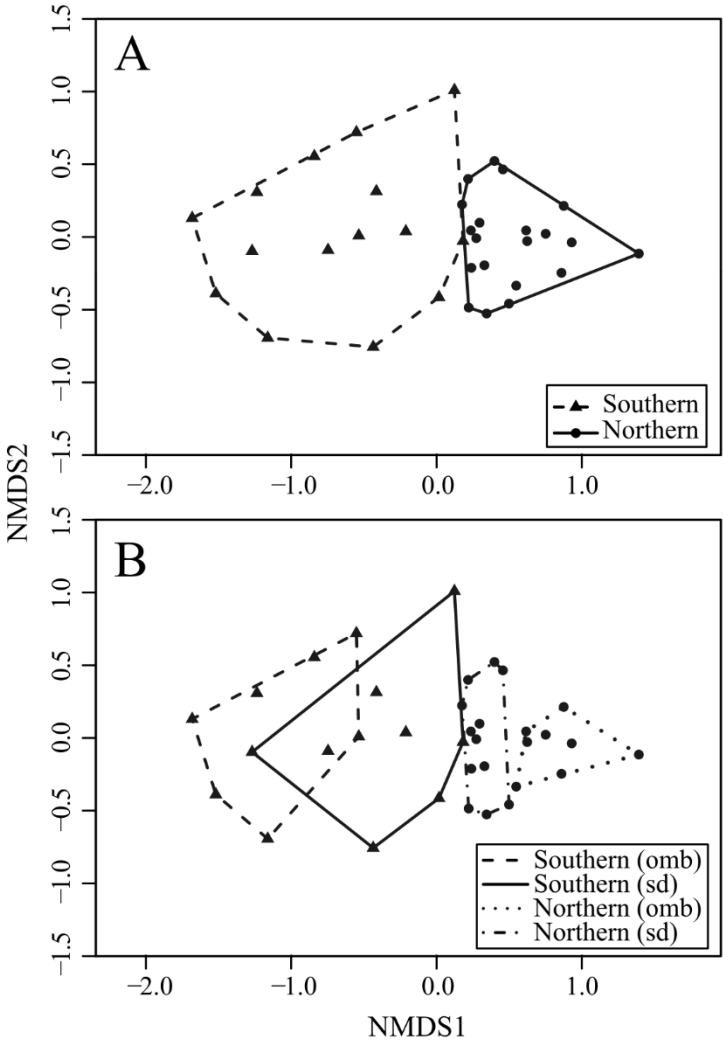


Figure 4



SUPPLEMENTAL FILE S1

Anuran Richness and Distribution in a Highly Diverse Region of the Atlantic Forest: the Mantiqueira Mountain Range in Southeastern Brazil

Herpetologica

Emanuel T. da Silva^{1,2,3,7}, Marco Antônio A. Peixoto^{4,6}, Felipe S. F. Leite⁵, Renato N. Feio^{4,6} and Paulo C. A. Garcia^{1,2}

¹ Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brazil

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brazil

³ Centro Universitário de Caratinga, Campus II, Bairro Nossa Senhora das Graças, 35300-000, Caratinga, MG, Brazil

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Avenida P.H. Rolfs s/n, 36570-000, Viçosa, MG, Brazil

⁵ Sagarana Lab, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, Campus Florestal, 35690-000, Florestal, MG, Brazil

⁶ Museu de Zoologia João Moojen, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Vila Gianetti, 32, 36570-000, Viçosa, MG, Brazil

⁷ Correspondence: e-mail, etsbio03@gmail.com

APPENDIX I

Supporting Information to Materials and Methods

Delimitation of the Mantiqueira Mountain Range.—The polygons (shapefiles) used to represent elevation thresholds (800m and 1000m) were derived from the mean elevation grid of the Global Multi-Resolution Terrain Elevation Data 2010 of the U.S. Geological Survey (Danielson and Gesch 2008) (<https://lta.cr.usgs.gov/GMTED2010>), downscaled to Southeastern Brazil with a grid resolution of ≈ 30 arc seconds.

Collections acronyms.—Museu Nacional (MNRJ), Rio de Janeiro, state of Rio de Janeiro (RJ); Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo (MZUSP), São Paulo, state of São Paulo (SP); Centro de Coleções Taxonômicas, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte state of Minas Gerais (MG); Museu de Ciências Naturais, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (MCNAM), Belo Horizonte (MG); Museu de Zoologia João Moojen, Universidade Federal de Viçosa (MZUFV), Viçosa (MG); Coleção Célio F.B. Haddad, Universidade Estadual Paulista (CFBH), Campus de Rio Claro (SP); Museu de Zoologia Adão José Cardoso, Universidade Estadual de Campinas (ZUEC), Campinas (SP); Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (MBML), Santa Teresa, state of Espírito Santo (ES); Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora (MG); Laboratório de Zoologia de Vertebrados, Universidade Federal de Ouro Preto (LZV), Ouro Preto (MG).

On-line sources of geographic coordinates of species records.—The Species Link database (splink.cria.org.br/index?criaLANG=pt) and its geoLoc tool (splink.cria.org.br/geoloc); Google Earth (Google Inc. 2015); Google maps (www.google.com.br/maps); “Portal da Biodiversidade” (portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/); “Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBR” (<http://www.sibbr.gov.br/>); and Wikimapia (wikimapia.org/).

APPENDIX II

TABLE S1.—Anuran species with records in the Mantiqueira Mountain Range, Southeastern Brazil. Species marked with one asterisk are “missing species” (most recent records at least 30 years ago). Mantiqueira sectors (Sec): S = southern; N = northern. Degree of association with the Range (Assoc): C = core; Ma = marginal. Distribution patterns (Dist): E = endemic; NW = narrow endemic; W = widespread; MC = Mantiqueira-Canastra; ME = Mantiqueira-Espinhaço; MM = Mantiqueira-Serra do Mar; MME = Mantiqueira-Serra do Mar-Espinhaço; MEC = Mantiqueira-Canastra-Espinhaço; MESC = Mantiqueira-Espírito Santo coastal lowlands. Habitat: F = forested areas, O = open areas, O(hg) = highland grasslands (“campos de altitude”). Threat categories according to the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN; Categ – global) and according to the Brazilian List of Threatened Fauna (Categ – Brazil): CR = critically endangered; DD = data deficient; EN = endangered; LC = least concern; NE = not evaluated; NT = near threatened; VU = vulnerable. N (col) = number of georeferenced point locations obtained from scientific collections (literature data indicated by two asterisks); N (lit) = number of georeferenced point locations obtained from literature survey (219 publications). For “Assoc”, “Dist” and “Habitat”, Und = undetermined.

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
Aromobatidae Grant, Frost, Caldwell, Gagliardo, Haddad, Kok, Means, Noonan, Schargel, and Wheeler, 2006								
<i>Allobates olfersioides</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	Ma	W	F	VU	VU	2	1
Brachycephalidae Günther, 1858								
<i>Brachycephalus alipioi</i> Pombal and Gasparini, 2006	N	C	E	F	DD	NT	3	4
<i>Brachycephalus atelopoide</i> Miranda-Ribeiro, 1920*	S	C	E (NW)	F	NE	NE	0	1
<i>Brachycephalus darkside</i> Guimarães, Luz, Rocha, and Feio, 2017	N	C	E (NW)	F	NE	NE	2	0
<i>Brachycephalus didactylus</i> (Izecksohn, 1971)	N	Ma	MM	F	LC	LC	1	1
<i>Brachycephalus ehipium</i> (Spix, 1824)	S	Ma	MM	F	LC	LC	22	10
<i>Brachycephalus nodoterga</i> Miranda-Ribeiro, 1920	S	Ma	MM	F	DD	DD	2	1
<i>Ischnocnema abdita</i> Canedo and Pimenta, 2010	N	C	E	F	NE	LC	16	3
<i>Ischnocnema concolor</i> Targino, Costa, and Carvalho-e-Silva, 2009	S	C	E (NW)	F/O	NE	LC	1	1
<i>Ischnocnema epipeda</i> (Heyer, 1984)	N	C	E (NW)	F	NT	DD	1**	1
<i>Ischnocnema feioi</i> Taucce, Canedo and Haddad, 2018	N	C	E	F	NE	NE	4	0
<i>Ischnocnema garciai</i> Taucce, Canedo and Haddad, 2018	N	C	E	F	NE	NE	4	0
<i>Ischnocnema holti</i> (Cochran, 1948)	S	C	E	F/O	DD	LC	7	1
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>holsti</i> (sp. 1)	S	Ma	MM	F	NE	NE	6	0
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>holsti</i> (sp. 2)	N	C	E	F	NE	NE	1	0

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>guentheri</i> (CS 3 of Gehara et al. 2013)	S	Ma	MM	F	NE	NE	4	2
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>guentheri</i> (CS 4 of Gehara et al. 2013)	S	Ma	MM	F	NE	NE	5	5
<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima and Cardoso, 1978)	S	Ma	W	F/O	LC	LC	42	9
<i>Ischnocnema melanopygia</i> Targino, Costa, and Carvalho-e-Silva, 2009	S	C	E (NW)	F	NE	LC	3	1
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>melanopygia</i>	S	C	E (NW)	F	NE	NE	1	0
<i>Ischnocnema nasuta</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	MME	F	LC	LC	52	7
<i>Ischnocnema oea</i> (Heyer, 1984)	N	C	E	F	NT	NT	10	5
<i>Ischnocnema</i> cf. <i>parva</i> (Girard, 1853)	S/N	Und	Und	F	LC	LC	48	8
<i>Ischnocnema surda</i> Canedo, Pimenta, Leite, and Caramaschi, 2010	N	Ma	ME	F	NE	NE	2	1
<i>Ischnocnema</i> sp. (gr. <i>lactea</i>)	N	C	E	F	NE	NE	1	0
<i>Ischnocnema verrucosa</i> Reinhardt and Lütken, 1862	S/N	Ma	W	F	DD	LC	28	9
<i>Ischnocnema vizottoi</i> Martins and Haddad, 2010	S	C	MM	F/O	NE	LC	7	4
Bufonidae Gray, 1825								
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i> Jiménez de la Espada, 1870	S	Ma	MM	F	LC	LC	4	1
<i>Dendrophryniscus carvalhoi</i> Izecksohn, 1994	N	C	E	F	EN	LC	6	2
<i>Melanophryniscus moreirae</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	S	C	E	O(hg)	NT	LC	12	3
<i>Melanophryniscus peritus</i> Carmaschi and Cruz, 2011*	S	C	E (NW)	F	CR	DD	1**	1
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	83	12
<i>Rhinella crucifer</i> x <i>ornata</i>	S/N	C	W	F/O	NE	LC	31	0
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1962)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	10	2
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix, 1824)	N	Ma	W	F/O	LC	LC	12	1
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	S	C	W	F/O	LC	LC	44	5
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i> (Gallardo, 1965)	S	Ma	W	F/O	NE	LC	0	1
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	S	C	W	F/O	LC	LC	25	11
<i>Rhinella rubescens</i> (A. Lutz, 1925)	S	Ma	W	F/O	LC	LC	21	1
Centrolenidae Taylor, 1951								
<i>Vitreorana eurygnatha</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	W	F	LC	LC	26	8

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924)	S/N	C	W	F	LC	LC	27	6
Ceratophryidae Tschudi, 1838		C						
<i>Ceratophrys aurita</i> (Raddi, 1823)	S/N	C	W	F	LC	LC	6	3
Craugastoridae Hedges, Duellman, and Heinicke, 2008		C						
<i>Euparkerella</i> aff. <i>robusta</i>	N	C	E (NW)	F	NE	NE	1**	1
<i>Euparkerella tridactyla</i> (Izecksohn, 1988)	N	C	E	F	VU	NT	11	3
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	F	LC	LC	92	13
<i>Holoaden bradei</i> B. Lutz, 1958*	S	C	E (NW)	F/O	CR	CR	1	1
<i>Holoaden luederwaldti</i> Miranda-Ribeiro, 1920	S	C	E	F	DD	EN	5	2
Cycloramphidae Bonaparte, 1850		C						
<i>Cycloramphus bandeirensis</i> Heyer, 1983	N	C	E (NW)	O(hg)	DD	LC	1	1
<i>Cycloramphus brasiliensis</i> (Steindachner, 1864)	S	Ma	MM	F	NT	LC	2	1
<i>Cycloramphus carvalhoi</i> Heyer, 1983	S	C	E	F/O	NT	DD	1	2
<i>Cycloramphus eleutherodactylus</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	S	Ma	MM	F	DD	LC	4	2
<i>Cycloramphus fuliginosus</i> Tschudi, 1838	N	Ma	MM	F	LC	DD	1	1
<i>Cycloramphus granulatus</i> A. Lutz, 1929	S	Ma	MM	F/O	DD	DD	4	1
<i>Thoropa</i> aff. <i>lutzi</i>	N	C	E	F	NE	NE	5	0
<i>Thoropa miliaris</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	F	LC	LC	86	21
<i>Thoropa petropolitana</i> (Wandolleck, 1907)*	N	Ma	MM	F	VU	EN	1	1
<i>Zachaenus carvalhoi</i> Izecksohn, 1983	S/N	C	E	F	DD	LC	10	6
<i>Zachaenus parvulus</i> (Girard, 1853)	N	Ma	MM	F	LC	LC	1	1
Eleutherodactylidae B. Lutz, 1954								
<i>Adelophryne glandulata</i> Lourenço-De-Moraes, Ferreira, Fouquet, and Bastos, 2014	N	C	E (NW)	F	NE	NE	6	1
<i>Adelophryne meridionalis</i> Santana, Fonseca, Neves, and Carvalho, 2012	S	Ma	ME	F	NE	DD	3	1
Hemiphractidae Peters, 1862								
<i>Fritziana</i> aff. <i>fissilis</i> (sp. 1)	N	Ma	ME	F	NE	NE	2	0

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Fritziana</i> aff. <i>fissilis</i> (sp. 2)	S	Ma	MM	F	NE	NE	8	0
<i>Fritziana ohausi</i> (Wandolleck, 1097)	S/N	Ma	MM	F	LC	LC	3	2
<i>Fritziana tonimi</i> Walker, Gasparini, and Haddad, 2016	N	C	E	F	NE	NE	8	6
<i>Gastrotecha albolineata</i> (A. Lutz and B. Lutz, 1939)	N	Ma	MM	F	LC	LC	1	1
<i>Gastrotecha ernestoi</i> Miranda-Ribeiro, 1920	S/N	Ma	MM	F/O	DD	LC	2	2
<i>Gastrotecha megacephala</i> Izecksohn, Carvalho-e-Silva, and Peixoto, 2009	N	Ma	W	F	NE	NE	1	1
Hylidae Rafinesque, 1815								
<i>Aplastodiscus arildae</i> (Cruz and Peixoto, 1987)	S/N	C	MME	F	LC	LC	29	8
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (A. Lutz and B. Lutz, 1938)	S	Ma	MM	F	LC	LC	14	1
<i>Aplastodiscus cavicola</i> (Cruz and Peixoto, 1985)	S/N	Ma	MME	F	NT	LC	18	5
<i>Aplastodiscus leucopygius</i> (Cruz and Peixoto, 1985)	S	C	MM	F	LC	LC	28	7
<i>Aplastodiscus</i> aff. <i>leucopygius</i>	N	C	E	F	NE	NE	11	4
<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz, 1950	S	Ma	W	F/O	LC	LC	21	1
<i>Aplastodiscus weygoldti</i> (Cruz and Peixoto, 1987)	N	Ma	W	F	NT	LC	9	4
<i>Boana albomarginata</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	37	6
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	O	LC	LC	85	15
<i>Boana beckeri</i> (Caramaschi and Cruz, 2004)	S	C	E	F/O	DD	LC	13	3
<i>Boana bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	S	Ma	W	F/O	LC	LC	10	4
<i>Boana cambui</i> (Pinheiro, Pezzuti, Leite, Garcia, Haddad, and Faivovich, 2016)	S	C	E (NW)	F	NE	NE	1	1
<i>Boana crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	S/N	Ma	W	O	LC	LC	29	3
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	99	15
<i>Boana latistriata</i> (Caramaschi and Cruz, 2004)	S	C	E	F/O	DD	LC	21	4
<i>Boana lundii</i> (Burmeister, 1856)	S	Ma	W	F/O	LC	LC	6	3
<i>Boana pardalis</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	81	18
<i>Boana polytaenia</i> (Cope, 1870)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	94	13
<i>Boana prasina</i> (Burmeister, 1856)	S	Ma	W	F/O	LC	LC	35	4
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	S	Ma	W	O	LC	LC	0	1

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Boana semilineata</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	F	LC	LC	40	9
<i>Boana stenocephala</i> (Caramaschi and Cruz, 1999)	S	Ma	MC	O	DD	LC	8	5
<i>Bokermannohyla caramaschi</i> (Napoli, 2005)	N	C	E	F	LC	LC	41	9
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)	S	C	W	F	LC	LC	38	3
<i>Bokermannohyla nanuzae</i> (Bokermann and Sazima, 1973)	S	Ma	ME	F/O	LC	LC	3	1
<i>Bokermannohyla</i> aff. <i>nanuzae</i>	N	C	E	F	NE	NE	2	0
<i>Bokermannohyla gouveai</i> (Peixoto and Cruz, 1992)	S	C	E (NW)	F	DD	DD	4	2
<i>Bokermannohyla ibitipoca</i> (Caramaschi and Feio, 1990)	S/N	C	E	F	DD	LC	10	5
<i>Bokermannohyla luctuosa</i> (Pombal and Haddad, 1993)	S	Ma	MM	F	LC	LC	15	9
<i>Boana cambui</i> (Pinheiro, Pezzuti, Leite, Garcia, Haddad and Faivovich, 2016)	S	C	E (NW)	F	NE	NE	1	1
<i>Bokermannohyla vulcaniae</i> (Vasconcelos and Giaretta, 2005)	S	C	E (NW)	F	VU	CR	5	2
<i>Dendropsophus berthalutzae</i> (Bokermann, 1962)	S/N	Ma	MM	F	LC	LC	7	3
<i>Dendropsophus bipunctatus</i> (Spix, 1824)	N	Ma	W	O	LC	LC	8	1
<i>Dendropsophus branneri</i> (Cochran, 1948)	S/N	Ma	W	O	LC	LC	33	5
<i>Dendropsophus bromeliaceus</i> Ferreira, Faivovich, Beard, and Pombal, 2015	N	C	E (NW)	F	NE	NE	3**	3
<i>Dendropsophus decipiens</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	27	4
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	60	9
<i>Dendropsophus giesleri</i> (Mertens, 1950)	N	Ma	W	F/O	LC	LC	8	1
<i>Dendropsophus haddadi</i> (Bastos and Pombal, 1996)	N	Ma	W	F/O	LC	LC	5	1
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	S/N	C	W	F	LC	LC	20	3
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	103	13
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	S	Ma	W	O	LC	LC	4	0
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (Reinhardt and Lütken, 1862)	S	Ma	W	O	LC	LC	5	0
<i>Dendropsophus ruschii</i> (Weygoldt and Peixoto, 1987)	N	C	E	F	DD	NT	8	5
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	S	Ma	W	O	LC	LC	7	2
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	N	Ma	W	F/O	LC	LC	3	3
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril and Bibron, 1841)	S/N	Ma	W	F	LC	LC	5	1

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Ololygon arduous</i> (Peixoto, 2002)	N	C	E	F	DD	DD	9	7
<i>Ololygon argyreornata</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	S/N	Ma	W	F	LC	LC	11	5
<i>Ololygon belloni</i> (Faivovich, Gasparini, and Haddad, 2010)	N	C	E	F/O	EN	DD	5	2
<i>Ololygon</i> aff. <i>belloni</i>	N	C	E (NW)	O	NE	NE	1	0
<i>Ololygon carnevallii</i> Caramaschi and Kisteumacher, 1989	N	Ma	W	F	LC	LC	5	1
<i>Ololygon</i> aff. <i>carnevallii</i>	N	C	E	F	NE	NE	3	0
<i>Ololygon cosenzai</i> (Lacerda, Peixoto, and Feio, 2012)	N	C	E	F/O	NE	NE	13	3
<i>Ololygon flavoguttata</i> (A. Lutz and B. Lutz, 1939)	S/N	Ma	MM	F	LC	LC	15	6
<i>Ololygon heyeri</i> Peixoto and Weygoldt, 1986	N	C	E	F	DD	DD	5	3
<i>Ololygon</i> aff. <i>heyeri</i>	N	C	ME	F	NE	NE	7	0
<i>Ololygon hiemalis</i> (Haddad and Pombal, 1987)	S	Ma	W	F	LC	LC	13	8
<i>Ololygon kautskyi</i> Carvalho-e-Silva and Peixoto, 1991	N	Ma	MESC	F	DD	DD	4	2
<i>Ololygon longilinea</i> (B. Lutz, 1968)	S	Ma	ME	F/O	LC	LC	8	2
<i>Ololygon luizotavioi</i> Caramaschi and Kisteumacher, 1989	S/N	C	ME	F	LC	LC	33	6
<i>Ololygon obtriangulata</i> (B. Lutz, 1973)	S	Ma	MM	F	LC	LC	12	3
<i>Ololygon ranki</i> (Andrade and Cardoso, 1987)	S	C	E	F	DD	NT	8	2
<i>Ololygon</i> aff. <i>rizibilis</i>	N	C	E (NW)	F	NE	NE	1	1
<i>Ololygon</i> sp. (gr. <i>catharinae</i>)	N	C	E	F/O	NE	NE	2	0
<i>Ololygon trapicheiroi</i> (A. Lutz and B. Lutz, 1954)	S	Ma	MM	F	LC	LC	1	1
<i>Ololygon tripui</i> (Lourenço, Nascimento, and Pires, 2010)	N	Ma	ME	F	NE	NE	12	4
<i>Phyllodytes kautskyi</i> Peixoto and Cruz, 1988	N	Ma	W	F	LC	LC	1	2
<i>Phyllodytes luteolus</i> (Wied-Neuwied, 1824)	N	Ma	W	F	LC	LC	2	1
<i>Scinax alter</i> (B. Lutz, 1973)	N	Ma	W	O	LC	LC	29	10
<i>Scinax caldarum</i> (B. Lutz, 1968)	S	C	E	O	LC	DD	7	4
<i>Scinax cardosoi</i> (Carvalho-e-Silva and Peixoto, 1991)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	6	4
<i>Scinax crospedospilus</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	W	O	LC	LC	28	3
<i>Scinax cuspidatus</i> (A. Lutz, 1925)	N	Ma	W	O	LC	LC	3	1
<i>Scinax dolloi</i> (Werner, 1903)	S	Und	Und	Und	NE	DD	0	1

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Scinax duartei</i> (B. Lutz, 1951)	S	C	E	O(hg)	LC	VU	11	5
<i>Scinax</i> aff. <i>duartei</i>	S	C	E	O(hg)	NE	NE	12	0
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	29	3
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	W	O	LC	LC	11	2
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	S/N	C	W	O	LC	LC	74	10
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)	S/N	Ma	MM	F	LC	LC	14	10
<i>Scinax</i> aff. <i>perereca</i>	S/N	C	ME	F	NE	NE	36	2
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1925)	S	C	W	O	LC	LC	7	2
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	O	LC	LC	21	2
<i>Sphaenorhynchus platycephalus</i> (Werner, 1894)	S	Ma	MM	F/O	LC	LC	1	1
<i>Trachycephalus imitatrix</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	S/N	C	MME	F	LC	LC	5	2
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	N	Ma	W	F	LC	LC	4	1
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i> Tschudi, 1838	S/N	Ma	W	F	LC	LC	1	1
Hylodidae Günther, 1858								
<i>Crossodactylus caramaschii</i> Bastos and Pombal, 1995	S	Ma	W	F	LC	LC	2	1
<i>Crossodactylus grandis</i> B. Lutz, 1951*	S	C	E	F	DD	LC	10	5
<i>Crossodactylus</i> sp. 1	N	C	E	F	NE	NE	3	0
<i>Crossodactylus</i> sp. 2	N	C	E	F	NE	NE	6	0
<i>Crossodactylus timbuhy</i> Pimenta, Cruz, and Caramaschi, 2014	N	C	E	F	NE	NE	7	1
<i>Crossodactylus weneri</i> Pimenta, Cruz, and Caramaschi, 2014*	S	C	E	F	NE	NE	12	7
<i>Hylodes amnicola</i> Pombal, Feio, and Haddad, 2002	S	C	E	F	DD	DD	3	2
<i>Hylodes babax</i> Heyer, 1982	N	C	ME	F	DD	LC	4	4
<i>Hylodes</i> aff. <i>babax</i>	N	C	E	F	NE	NE	2	0
<i>Hylodes glaber</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)*	S	C	E (NW)	O	DD	DD	3	3
<i>Hylodes japi</i> de Sá, Canedo, Lyra, and Haddad, 2015	S	C	E	F	NE	NE	4	1
<i>Hylodes lateristrigatus</i> (Baumann, 1912)	S/N	Ma	MM	F	LC	LC	15	4
<i>Hylodes magalhaesi</i> (Bokermann, 1964)	S	C	E	F	DD	DD	8	3
<i>Hylodes ornatus</i> (Bokermann, 1967)	S	C	E (NW)	F/O	LC	LC	6	4

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Hylodes perere</i> Silva and Benmaman, 2008	S	C	E (NW)	F	NE	DD	8	1
<i>Hylodes regius</i> Gouvêa, 1979	S	C	E (NW)	F	DD	DD	4	1
<i>Hylodes sazimai</i> Haddad and Pombal, 1995	S	C	MM	F	DD	LC	5	4
<i>Hylodes</i> aff. <i>sazimai</i>	S	C	E	F	NE	NE	6	0
<i>Hylodes</i> sp. (gr. <i>lateristrigatus</i>)	S	C	E (NW)	F	NE	NE	1	0
<i>Hylodes vanzolinii</i> Heyer, 1982*	N	C	E (NW)	O(hg)	DD	DD	1**	1
<i>Megaelosia apuana</i> Pombal, Prado, and Canedo, 2003	N	C	E	F	DD	NT	7	7
<i>Megaelosia boticariana</i> Giaretta and Aguiar, 1998	S	C	E	F	DD	DD	5	1
<i>Megaelosia jordanensis</i> (Heyer, 1983)*	S	C	E (NW)	Und	DD	DD	1**	1
<i>Megaelosia lutzae</i> Izecksohn and Gouvêa, 1987	S	C	E (NW)	F	DD	DD	2	2
Leptodactylidae Werner, 1896 (1838)								
<i>Adenomera marmorata</i> Steindachner, 1867	S/N	Ma	W	F/O	LC	LC	11	0
<i>Adenomera thomei</i> (Almeida and Angulo, 2006)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	22	2
<i>Crossodactylodes bokermanni</i> Peixoto, 1983	N	C	E	F	NT	NT	7	2
<i>Crossodactylodes izecksohni</i> Peixoto, 1983	N	C	E (NW)	F	NT	DD	7	1
<i>Crossodactylodes</i> aff. <i>izecksohni</i>	N	C	E (NWE)	F	NE	NE	1	0
<i>Leptodactylus cunicularius</i> Sazima and Bokermann, 1978	S	Ma	MCE	O	LC	LC	8	2
<i>Leptodactylus cupreus</i> Caramaschi, Feio, and São-Pedro, 2008	N	Ma	W	F	DD	DD	4	2
<i>Leptodactylus furnarius</i> Sazima and Bokermann, 1978	S/N	C	W	O	LC	LC	20	0
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	S/N	C	W	O	LC	LC	53	9
<i>Leptodactylus jolyi</i> Sazima and Bokermann, 1978	S	C	W	O	DD	LC	5	0
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	S/N	C	W	O	LC	LC	15	1
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i> (Steffen, 1851)	S/N	C	W	F/O	LC	LC	75	11
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	S/N	C	W	O	LC	LC	20	3
<i>Leptodactylus spixi</i> Heyer, 1983	S/N	Ma	W	F	LC	LC	25	6
<i>Paratelmatobius lutzii</i> Lutz and Carvalho, 1958*	S	C	E (NWE)	O(hg)	DD	CR	1	1
<i>Paratelmatobius mantiqueira</i> Pombal and Haddad, 1999	S	C	E	F	DD	DD	2	2
<i>Physalaemus crombiei</i> Heyer and Wolf, 1989	N	Ma	W	F	LC	LC	12	4

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	S/N	C	W	O	LC	LC	107	10
<i>Physalaemus feioi</i> Cassini, Cruz, and Caramaschi, 2010	S/N	C	E	F	NE	LC	28	9
<i>Physalaemus jordanensis</i> Bokermann, 1967	S	C	E	O	DD	LC	13	5
<i>Physalaemus</i> aff. <i>maculiventris</i> (sp. 1)	N	Ma	MM	F	LC	LC	2	1
<i>Physalaemus</i> aff. <i>maculiventris</i> (sp. 2)	N	C	E (NWE)	O(hg)	NE	NE	1	0
<i>Physalaemus maximus</i> Feio, Pombal, and Caramaschi, 1999	S/N	C	ME	F	DD	VU	6	2
<i>Physalaemus obtectus</i> Bokermann, 1966	N	Ma	MESC	F	DD	LC	3	1
<i>Physalaemus olfersii</i> (Lichtenstein and Martens, 1856)	S	Ma	W	F	LC	LC	10	3
<i>Physalaemus rupestris</i> Caramaschi, Carcerelli, and Feio, 1991	S	C	E	O(hg)	DD	DD	3	2
<i>Physalaemus signifier</i> (Girard, 1853)	S/N	Ma	W	F	LC	LC	11	1
<i>Pseudopaludicola murundu</i> Toledo, Siqueira, Duarte, Veiga-Menoncello, Recco-Pimentel, and Haddad, 2010	S	Ma	W	O	NE	DD	4	1
<i>Pseudopaludicola mystacalis</i> (Cope, 1887)	N	Ma	W	O	LC	LC	2	0
<i>Pseudopaludicola saltica</i> (Cope, 1887)	S	Ma	W	O	LC	LC	2	1
Microhylidae Günther, 1858 (1843)								
<i>Chiasmocleis capixaba</i> Cruz, Caramaschi, and Izecksohn, 1997	N	Ma	MESC	F	LC	LC	3	0
<i>Chiasmocleis mantiqueira</i> Cruz, Feio, and Cassini, 2007	S/N	C	MM	F	DD	LC	10	4
<i>Chiasmocleis schubarti</i> Bokermann, 1952	N	Ma	W	F	LC	LC	2	1
<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	S/N	C	W	O	LC	LC	23	7
<i>Myersiella microps</i> (Duméril and Bibron, 1841)	S/N	C	W	F	LC	LC	19	6
Odontophrynidae Lynch, 1969								
<i>Macrogenioglottus alipioi</i> Carvalho, 1946	N	Ma	W	F	LC	LC	3	1
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841)	S	C	W	O	LC	LC	49	7
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt and Lütken, 1862	S/N	Ma	W	F/O	LC	LC	17	9
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)	S/N	C	W	F	LC	LC	65	32
<i>Proceratophrys</i> sp. (gr. <i>appendiculata</i>)	N	C	E (NWE)	F	NE	NE	1	0
<i>Proceratophrys itamari</i> Mângia, Santana, Cruz, and Feio, 2014	S	C	E	F	NE	LC	8	4
<i>Proceratophrys laticeps</i> Izecksohn and Peixoto, 1981	N	Ma	W	F	LC	LC	3	1

Taxon	Sec	Assoc	Dist	Habitat	Categ (global)	Categ (Brazil)	N (col)	N (lit)
<i>Proceratophrys mantiqueira</i> Mângia, Santana, Cruz, and Feio, 2014	S/N	C	E	F	NE	LC	25	8
<i>Proceratophrys moehringi</i> Weygoldt and Peixoto, 1985	N	C	E	F	DD	DD	2	2
<i>Proceratophrys palustris</i> Giaretta and Sazima, 1993	S	C	E (NWE)	O	DD	CR	1	1
<i>Proceratophrys paviotii</i> Cruz, Prado, and Izecksohn, 2005	N	Ma	W	F	DD	LC	13	2
<i>Proceratophrys phyllostomus</i> Izecksohn, Cruz, and Peixoto, 1999	N	C	E	F	DD	LC	2	2
<i>Proceratophrys schirchi</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	N	Ma	W	F	LC	LC	12	3
Phyllomedusidae Günther, 1858								
<i>Phasmahyla cochranæ</i> (Bokermann, 1966)	S	C	MM	F	LC	LC	12	8
<i>Phasmahyla</i> aff. <i>cochranæ</i>	N	C	E	F	NE	NE	3	1
<i>Phasmahyla exilis</i> (Cruz, 1980)	N	C	E	F	LC	LC	3	1
<i>Phrynomedusa marginata</i> (Izecksohn and Cruz, 1976)	N	C	E (NW)	F	LC	DD	2	1
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	S/N	C	W	F/O	LC	LC	42	11
<i>Pithecopus ayeaye</i> B. Lutz, 1966	S	Ma	MCE	O	CR	LC	5	5
<i>Pithecopus rohdei</i> (Mertens, 1926)	S/N	C	W	F	LC	LC	24	9
Pipidae Gray								
<i>Pipa carvalhoi</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	N	Ma	W	O	LC	LC	5	2

TABLE S2.—Anuran species considered as narrowly endemic from regions of the Mantiqueira Mountain Range by Cruz and Feio (2007), which had their geographic distributions extended to sites within and/or outside the mountain range. NM = Northern Mantiqueira sector; SM = Southern Mantiqueira sector. The “Serra da Boa Vista” of Cruz and Feio (2007) corresponds to the mountainous region of the state of Espírito Santo (ES), excluding the Serra do Caparaó, which is located in the border with the state of Minas Gerais.

Species	Original locality	Distribution extended to	Sources
<i>Boana beckeri</i>	Poços de Caldas Plateau (SM)	Serra da Pedra Branca and São Thomé das Letras (SM)	Orrico and Luna-Dias (2006); Acioli and Toledo (2008)
<i>B. stenocephala</i>	Poços de Caldas Plateau (SM)	Serra do Papagaio and Santana do Garambéu (SM); Canastra Plateau	Santos et al. (2009); Valdujo et al. (2012); present study
<i>Crossodactylus grandis</i>	Itatiaia Plateau (SM)	Campos do Jordão Plateau (SM)	Pimenta et al. (2014)
<i>Cycloramphus carvalhoi</i>	Itatiaia Plateau (SM)	Campos do Jordão Plateau (SM)	Martins et al. (2006)
<i>Dendrophryniscus carvalhoi</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Serra do Caparaó (NM)	Cassimiro and Rodrigues (2008)
<i>Dendropsophus ruschii</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Pedra Dourada and Mata do Sossego (NM)	Cassini et al. (2007); Santos et al. (2012)
<i>Hylodes magalhaesi</i>	Campos do Jordão Plateau (SM)	Camanducaia (SM)	Carnaval et al. (2005)
<i>Ischnocnema holti</i> ¹	Itatiaia Plateau (SM)	Serra do Ibitipoca (SM)	T. Silva-Soares, personal communication
<i>Megaelosia apuana</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Mata do Sossego, Serra do Brigadeiro, Serra do Caparaó (NM)	Verdade and Rodrigues (2008); Santos et al. (2011); Moura et al. (2012)
<i>Melanophryniscus moreirae</i>	Itatiaia Plateau (SM)	Pedra da Mina, Serra do Papagaio (SM)	Marques et al. (2006); Weber et al. (2007)
<i>Ololygon kautskyi</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Aracruz, coastal lowland of ES State	Almeida et al. (2011); present study
<i>O. ranki</i>	Poços de Caldas Plateau (SM)	Serra da Pedra Branca (SM)	Luna-Dias et al. (2007)
<i>Paratelmatobius mantiqueira</i>	Campos do Jordão Plateau (SM)	Marimbondo farm, Itatiaia Plateau (SM)	Vrcibradic et al. (2010)
<i>Physalaemus rupestris</i>	Serra do Ibitipoca (SM)	Serra Negra (SM)	Oliveira et al. (2009)
<i>Pithecopus ayeaye</i>	Poços de Caldas Plateau (SM)	Four sites in SM; Canastra Plateau and Espinhaço Range	Baêta et al. (2009)
<i>Proceratophrys paviotii</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Pinheiros, north of ES State	Peres and Simon (2011)

Species	Original locality	Distribution extended to	Sources
<i>Zachaenus carvalhoi</i>	“Serra da Boa Vista” (NM)	Serra do Brigadeiro, Serra do Caparaó, Pedra Dourada (NM) and Juiz de Fora (SM)	Dayrell et al. (2006); Verdade et al. (2009); Motta et al. (2010); Salles and Maciel (2010)

1–The record of *Ischnocnema holti* from Serra dos Órgãos National Park (Serra do Mar in the state of Rio de Janeiro) by Costa et al. (2008) corresponds to a different species which is currently in description process (T. Silva-Soares personal communication).

APPENDIX III

Anuran records from the Mantiqueira Mountain Range obtained only from scientific literature, organized by families and species, in alphabetical order.

BRACHYCEPHALIDAE.—*Brachycephalus alipioi*: **ESPÍRITO SANTO**: Parque Estadual da Pedra Azul, Domingos Martins (Montesinos et al. 2012). *Brachycephalus atelopoide*: **SÃO PAULO**: Piquete (Miranda-Ribeiro 1920; Pombal 2010). *Brachycephalus ephippium*: **MINAS GERAIS**: Serra Negra, Santa Bárbara do Monte Verde (Bornschein et al. 2016); **SÃO PAULO**: Condomínio Ermida, Jundiá; Hotel-Fazenda Pé da Serra, Pindamonhangaba (Pie et al. 2013). *Ischnocnema aff. guentheri* (CS 3): **MINAS GERAIS**: Juiz de Fora; **RIO DE JANEIRO**: Itatiaia (Gehara et al. 2013). *Ischnocnema epipeda*: **ESPÍRITO SANTO**: Santa Teresa (Heyer 1984). *Ischnocnema juipoca*: **MINAS GERAIS**: RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012). *Ischnocnema nasuta*: **MINAS GERAIS**: “Água Limpa” (currently Coronel Pacheco; Heyer 1984); Pedra Bonita (Taucce et al. 2012) (as *I. izecksohni*). *Ischnocnema oea*: **ESPÍRITO SANTO**: Parque Estadual da Pedra Azul, Domingos Martins (Montesinos et al. 2012); Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Montesinos et al. 2012; Silva-Soares and Scherrer 2013). *Ischnocnema cf. parva*: **ESPÍRITO SANTO**: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Silva-Soares and Scherrer 2013) (as *I. gr. parva*); **MINAS GERAIS**: Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte (Cruz et al. 2009) (as *I. parva*); **RIO DE JANEIRO**: Parque Nacional do Itatiaia, Itatiaia (Brusquetti et al. 2013) (as *I. parva*). *Ischnocnema verrucosa*: **ESPÍRITO SANTO**: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Montesinos et al. 2012; Silva-Soares and Scherrer 2013); Santa Maria de Jetibá (Almeida et al. 2011); Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013). *Ischnocnema vizottoi*: **SÃO PAULO**: São Bento do Sapucaí (Martins and Haddad 2010).

BUFONIDAE.—*Melanophryniscus peritus*: **MINAS GERAIS**: Monte Verde, Camanducaia (Caramaschi and Cruz 2011). *Rhinella crucifer x ornata*: **MINAS GERAIS**: Cambuquira; Manhuaçu (Baldissera et al. 2004) (as *R. pombali*); RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012). *Rhinella icterica*: **MINAS GERAIS**: Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte (Cruz et al. 2009). *Rhinella mirandaribeiroi*: **MINAS GERAIS**: Itajubá (Narvaes and Rodrigues 2009). *Rhinella ornata*: **SÃO PAULO**: Botujuru, Campo Limpo Paulista; Campos do Jordão; Guarulhos; Perus, São Paulo; Piquete; Serra Negra (Baldissera et al. 2004).

CRAUGASTORIDAE.—*Haddadus binotatus*: **MINAS GERAIS**: RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012). *Euparkerella aff. robusta*: **ESPÍRITO SANTO**: Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013) (cited as *E. robusta*). This record corresponds to a new species currently being described (F. Hepp, personal observation).

CYCLORAMPHIDAE.—*Cycloramphus carvalhoi*: **MINAS GERAIS**: Brejo da Lapa, Parque Nacional do Itatiaia, Itamonte (Heyer 1983) (cited as from Rio de Janeiro State). *Thoropa miliaris*: **ESPÍRITO SANTO**: Alto Nova Almeida, Marechal Floriano (Ferreira et al. 2012); Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013); **SÃO PAULO**: Piquete (Feio et al. 2006). *Thoropa aff. lutzi*: **ESPÍRITO SANTO**: Mimoso do Sul (Almeida et al. 2011) (as *T. lutzi*).

HEMIPHRACTIDAE.—*Fritziana ohausi*: **MINAS GERAIS**: Itamonte (Peixoto et al. 2016). *Fritziana tonimi*: **ESPÍRITO SANTO**: next to the “Escola Superior São Francisco de Assis”, Santa Teresa (Walker et al. 2016).

HYLIDAE.—*Aplastodiscus weygoldti*: **ESPÍRITO SANTO**: Domingos Martins (Orrico et al. 2006); Serra das Torres, Mimoso do Sul (Silva et al. 2012b). *Boana albopunctata*: **ESPÍRITO SANTO**: Parque Estadual da Pedra Azul, Domingos Martins (Montesinos et al. 2012); **SÃO PAULO**: Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989). *Boana beckeri*: **MINAS GERAIS**: Serra da Pedra Branca, Pedralva (Orrico and Luna-Dias 2006). *Boana faber*: **SÃO PAULO**: Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989). *Boana latistriata*: **RIO DE JANEIRO**: “poço do abrigo Rebouças”, Parque Nacional do Itatiaia, Itatiaia (Orrico et al. 2007). *Boana lundii*: **MINAS GERAIS**: Passa Quatro; São João Del Rei (Caramaschi and Napoli 2004). *Boana pardalis*: **MINAS GERAIS**: Caratinga; Carrancas

(Caramaschi and Napoli 2004). *Boana raniceps*: SÃO PAULO: Atibaia (Zina et al. 2010). *Boana semilineata*: ESPÍRITO SANTO: Castelo (Almeida et al. 2011); SÃO PAULO: Serra da Cantareira, São Paulo (Caramaschi et al. 2004). *Bokermannohyla circumdata*: MINAS GERAIS: RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012). *Bokermannohyla luctuosa*: SÃO PAULO: Serra da Cantareira, São Paulo (Caramaschi et al. 2001). *Dendropsophus branneri*: ESPÍRITO SANTO: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Silva-Soares and Scherrer 2013). *Dendropsophus bromeliaceus*: ESPÍRITO SANTO: Santa Teresa (Ferreira et al. 2015). *Dendropsophus decipiens*: ESPÍRITO SANTO: Alto Nova Almeida, Marechal Floriano (Ferreira et al. 2012). *Dendropsophus sanbornii*: SÃO PAULO: Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989); Serra do Japi, Jundiá (Ribeiro et al. 2005). *Dendropsophus seniculus*: ESPÍRITO SANTO: Vargem Alta (Almeida et al. 2011). *Ololygon flavoguttata*: MINAS GERAIS: Antônio Carlos (Lourenço et al. 2014). *Ololygon heyeri*: ESPÍRITO SANTO: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Montesinos et al. 2012); Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica (Tonini et al. 2010); Vargem Alta (Almeida et al. 2011). *Ololygon hiemalis*: MINAS GERAIS: Cristina; RIO DE JANEIRO: Itatiaia; SÃO PAULO: Campos do Jordão (Lourenço et al. 2014). *Ololygon kautskyi*: ESPÍRITO SANTO: Domingos Martins (Carvalho-e-Silva and Peixoto 1991; Almeida et al. 2011). *Ololygon obtriangulata*: RIO DE JANEIRO: Visconde de Mauá, Resende (Lourenço et al. 2013). *Ololygon ranki*: MINAS GERAIS: Serra da Pedra Branca, Pedralva (Luna-Dias et al. 2007). *Ololygon tripui*: ESPÍRITO SANTO: Serra das Torres, Mimoso do Sul (Silva et al. 2013). *Phyllodytes kautskyi*: ESPÍRITO SANTO: Santa Teresa (Simon and Peres 2012). *Scinax alter*: MINAS GERAIS: Orizânia (Nunes et al. 2012). *Scinax cardosoi*: ESPÍRITO SANTO: Domingos Martins; RIO DE JANEIRO: Visconde de Mauá, Resende (Carvalho-e-Silva and Peixoto 1991); SÃO PAULO: Parque Natural Municipal Augusto Ruschi, São José dos Campos (Moroti et al. 2017). *Scinax dolloi*: RIO DE JANEIRO: Maringá, Itatiaia (Caramaschi et al. 2013). *Scinax duartei*: RIO DE JANEIRO: Abrigo Macieiras, Parque Nacional do Itatiaia, Itatiaia (Lutz 1973). *Scinax fuscovarius*: ESPÍRITO SANTO: Alfredo Chaves (Almeida et al. 2011); SÃO PAULO: Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989). *Scinax x-signatus*: ESPÍRITO SANTO: Alto Nova Almeida, Marechal Floriano (Ferreira et al. 2012).

HYLODIDAE.—*Crossodactylus werneri*: MINAS GERAIS: Caxambu; SÃO PAULO: Queluz (Pimenta et al. 2014). *Hylodes babax*: ESPÍRITO SANTO: Santa Teresa (Heyer and Cocroft 1986; Weygoldt 1989). *Hylodes lateristrigatus*: MINAS GERAIS: RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012). *Hylodes regius*: MINAS GERAIS: Vargem Grande, Itamonte (Gouvêa 1979). *Hylodes vanzolini*: MINAS GERAIS: Parque Nacional do Caparaó (Heyer 1982). *Megaelosia apuana*: ESPÍRITO SANTO: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Pombal et al. 2003; Montesinos et al. 2012; Silva-Soares and Scherrer 2013). *Megaelosia jordanensis*: SÃO PAULO: Campos do Jordão (Heyer 1983 — cited as *Cycloramphus jordanensis*; Verdade and Rodrigues 2008).

LEPTODACTYLIDAE.—*Adenomera thomei*: ESPÍRITO SANTO: Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013). *Leptodactylus fuscus*: ESPÍRITO SANTO: Alto Nova Almeida, Marechal Floriano (Ferreira et al. 2012); Parque Estadual da Pedra Azul, Domingos Martins (Montesinos et al. 2012); MINAS GERAIS: Passa Quatro (Heyer 1978); RIO DE JANEIRO: Itatiaia (Heyer 1978). *Leptodactylus labyrinthicus*: MINAS GERAIS: Araponga (Moura et al. 2012). *Leptodactylus cf. latrans*: ESPÍRITO SANTO: Parque Estadual da Pedra Azul, Domingos Martins (Montesinos et al. 2012) (as *L. latrans*); MINAS GERAIS: Araponga (Moura et al. 2012) (as *L. latrans*); RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012) (as *L. latrans*); SÃO PAULO: Serra do Japi, Jundiá (Ribeiro et al. 2005) (as *L. ocellatus*); Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989) (as *L. ocellatus*). *Leptodactylus mystacinus*: MINAS GERAIS: Araponga (Moura et al. 2012); Conceição do Ibitipoca, Lima Duarte (Caramaschi et al. 2008). *Physalaemus crombiei*: ESPÍRITO SANTO: Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (Montesinos et al. 2012); Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013). *Physalaemus crombiei*: SÃO PAULO: Fazenda da Cava, Cabreúva (Cardoso et al. 1989). *Physalaemus jordanensis*: SÃO PAULO: Fazenda Céu Estrelado, Campos do Jordão (Gomes et al. 2010). *Physalaemus olfersii*: SÃO PAULO: Serra do Japi, Jundiá (Ribeiro et al. 2005). *Pseudopaludicola murundu*: MINAS GERAIS: Poços de Caldas (Pansonato et al. 2014).

MICROHYLIDAE.—*Chiasmocleis mantiqueira*: **SÃO PAULO**: Parque Natural Municipal Augusto Ruschi, São José dos Campos (Moroti et al. 2016). *Chiasmocleis schubarti*: **ESPÍRITO SANTO**: Santa Teresa (Cruz et al. 1997). *Elachistocleis cesarii*: **MINAS GERAIS**: Morro do Ferro, Poços de Caldas (Cardoso et al. 1989) (as *E. ovalis*); **SÃO PAULO**: Serra do Japi, Jundiá (Ribeiro et al. 2005) (as *E. ovalis*).

ODONTOPHRYNIDAE.—*Odontophrynus cultripes*: **MINAS GERAIS**: Baependi (Caramaschi and Napoli 2012). *Proceratophrys boiei*: **ESPÍRITO SANTO**: Serra das Torres, Atílio Vivacqua (Oliveira et al. 2013); **MINAS GERAIS**: Bocaina de Minas (Prado and Pombal 2008); RPPN Alto Boa Vista, Descoberto (Gomides and Sousa 2012); **SÃO PAULO**: Guarulhos (Prado and Pombal 2008); Piracaia (Amaro et al. 2012). *Proceratophrys moehringi*: **ESPÍRITO SANTO**: Domingos Martins (Prado and Pombal 2008).

PHYLLOMEDUSIDAE.—*Phasmahyla cochranæ*: **MINAS GERAIS**: Itamonte (Carvalho-e-Silva et al. 2009); **RIO DE JANEIRO**: Parque Nacional do Itatiaia, Itatiaia (Cruz et al. 2008); **SÃO PAULO**: Eugênio Lefèvre, Santo Antônio do Pinhal; Mairiporã (Cruz et al. 2008). *Phyllomedusa burmeisteri*: **SÃO PAULO**: São José do Rio Pardo (Brunes et al. 2014). *Pithecopus ayeaye*: **MINAS GERAIS**: Luminárias; Carrancas (Baêta et al. 2009).

Comments on the Species Recorded Only from Scientific Literature

Ten of the species in our database of the Mantiqueira Range anurans were represented only by literature records. Four of them (*Ischnocnema epipeda*, *Hylodes vanzolinii*, *Megaelosia jordanesis*, and *Melanophryniscus peritus*) are only known from their type specimens. The taxonomic status of *Ischnocnema epipeda* is currently uncertain (see comments in the Discussion). The treefrog *S. dolloi* is also only known by its type series, housed at the Institut Royal des Sciences Naturelles in Brussels, Belgium (Caramaschi et al. 2013), with no additional specimens having been assigned to this taxon. According to Caramaschi et al. (2013), the type series of *S. dolloi* probably came from the Village of Maringá, in the municipality of Itatiaia, southern Mantiqueira in Rio de Janeiro State. The toadlet *Brachycephalus atelopoide* is currently known only by its original description (Miranda-Ribeiro 1920), as the type specimens are lost (Pombal 2010). Oliveira et al. (2013) and Hepp et al. (2015) cited the occurrence of the leaf-litter frog *Euparkerella robusta* in Serra das Torres, a group of isolated mountains geologically linked to northern Mantiqueira in Espírito Santo State (Coelho et al. 2012), with voucher specimens deposited at MNRJ. However, the vouchers were absent from that collection during our survey; this record corresponds to a new species currently being described (F. Hepp, personal observation). Zina et al. (2010) reported the treefrog *Boana raniceps* in the municipality of Atibaia (SP), with vouchers housed in the Collection of Amphibians of the Universidade Estadual Paulista, campus of São José do Rio Preto (DZSJRP). Narvaes and Rodrigues (2009) indicated the occurrence of the toad *Rhinella mirandaribeiroi* in the municipality of Itajubá, in southern Minas Gerais State, based on one voucher housed at the Texas Natural history Collection, University of Texas, USA. Finally, the treefrog *Dendropsophus bromeliaceus* was described during data collection for the present study (Ferreira et al. 2015).

APPENDIX IV

Specimens from the Mantiqueira Mountain Range examined in this study, organized by families and species, in alphabetical order.

(Não incluído devido ao tamanho – 34 páginas)

APPENDIX V

Literature sources of anuran records. References marked with an asterisk (*) have been cited in Appendices II and III.

- *Acioli, E.C.S., and L.F. Toledo. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas beckeri*: filling gap and description of its advertisement call. Check List 4:182–184. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/4.2.182>.
- *Almeida, A.P., J.L. Gasparini and P.L.V. Peloso. 2011. Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil - The need for looking at the “coldspots”. Checklist 7:542–560. DOI: <https://doi.org/10.15560/7.4.542>
- *Amaro, R.C., M.T. Rodrigues, Y. Yonenaga-Yassuda and A.C.O.Q. Carnaval. 2012. Demographic processes in the montane Atlantic rainforest: Molecular and cytogenetic evidence from the endemic frog *Proceratophrys boiei*. Molecular Phylogenetics and Evolution 62:880–888. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ympev.2011.11.004>.
- Antunes, A.P., J. Faivovich and C.F.B. Haddad. 2008. A new species of *Hypsiboas* from the Atlantic Forest of southeastern Brazil (Amphibia: Anura: Hylidae). Copeia 2008:170–190.
- *Baêta, D., U. Caramaschi, C.A.G. Cruz and J.P. Pombal, Jr. 2009. *Phyllomedusa itacolomi* Caramaschi, Cruz and Feio, 2006, a junior synonym of *Phyllomedusa ayeaye* (B. Lutz, 1966) (Hylidae, Phyllomedusinae). Zootaxa 2226:58–65.
- *Baldissera, F.A., Jr., U. Caramaschi and C.F.B. Haddad. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arquivos do Museu Nacional 62:255–282.
- Barata, I.M., M.T.T. Santos, F.S.F. Leite and P.C.A. Garcia. 2013. A new species of *Crossodactylodes* (Anura: Leptodactylidae) from Minas Gerais, Brazil: first record of genus within the Espinhaço Mountain Range. Zootaxa 3731:552–560. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3731.4.7>.
- Berneck, B.V.M., C.F.B. Haddad, M.L. Lyra, C.A.G. Cruz and J. Faivovich. 2016. The Green Clade grows: A phylogenetic analysis of *Aplastodiscus* (Anura; Hylidae). Molecular Phylogenetics and Evolution 97:213–223. DOI: 10.1016/j.ympev.2015.11.014.
- Bokermann, W.C.A. 1952. Microhylidae de coleção do Departamento de Zoologia (Amphibia-Anura). Papéis Avulsos de Zoologia 10:271–292.
- Bokermann, W.C.A. 1964. Una nueva especie de Elosia de la Serra de Mantiqueira, Brasil. Neotropica 10:102–107.
- Bokermann, W.C.A. 1967. Notas sobre *Hyla duartei* B. Lutz (Anura, Hylidae). Anais da Academia Brasileira de Ciências 39:437–440.
- Bokermann, W.C.A. 1967. Três novas especies de *Physalaemus* do Sudeste brasileiro (Amphibia, Leptodactylidae). Revista Brasileira de Biologia 27:135–143.
- *Bornschein, M.R., C.R. Firkowski, R. Belmonte-Lopes, L. Corrêa, L.F. Ribeiro, S.A.A. Morato, L.R. Antoniazzi, Jr., B.L. Reinert, A.L.S. Meyer, F.A. Cini and M.R. Pie. 2016. Geographical and altitudinal distribution of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) endemic to the Brazilian Atlantic Rainforest. PeerJ 4:e2490. DOI: <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2490>.
- *Brunes, T.O., J. Alexandrino, D. Baêta, J. Zina, C.F.B. Haddad and F. Sequeira. 2014. Species limits, phylogeographic and hybridization patterns in Neotropical leaf frogs (Phyllomedusinae). Zoologica Scripta 43:586–604. DOI: <http://dx.doi.org/doi:10.1111/zsc.12079>.
- *Brusquetti, F., M.T.C. Thomé, C. Canedo, T.H. Condez and C.F.B. Haddad. 2013. A new species of *Ischnocnema parva* species series (Anura, Brachycephalidae) from northern state of Rio de Janeiro, Brazil. Herpetologica 69:175–185. DOI: <http://dx.doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-12-00050>.
- Campos, J.R.C., I.A. Martins, C.F.B. Haddad and S. Kasahara. 2012. The karyotype of *Holaden luederwaldti* (Anura, Stabomantidae), with report of natural triploidy. Folia Biologica 58:144–150.
- Canedo, C., and J.P. Pombal, Jr. 2007. Two new species of torrent frog of the genus *Hylodes* (Anura, Hylodidae) with nuptial thumb tubercles. Herpetologica 63:224–235.

- Canedo, C., and B.V.S. Pimenta. 2010. New species of *Ischnocnema* (Anura, Brachycephalidae) from the Atlantic rainforest of the state of Espírito Santo, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 5:199–206.
- Canedo, C., B.V.S. Pimenta, F.S.F. Leite and U. Caramaschi. 2010. New species of *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae) from the state of Minas Gerais, southeastern Brazil, with comments on the *I. verrucosa* species series. *Copeia* 2010:629–634.
- Canedo, C., and C.F.B. Haddad. 2012. Phylogenetic relationships within anuran clade Terrarana, with emphasis on the placement of Brazilian Atlantic rainforest frog genus *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 65:610–620.
- Caramaschi, U., 2006. Redefinição do grupo de *Phyllomedusa hypochondrialis*, com redescoberta de *P. megacephala* (Miranda-Ribeiro, 1926), revalidação de *P. azurea* Cope, 1862 e descrição de uma nova espécie (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 64:159–179.
- Caramaschi, U. 2010. Notes on the taxonomic status of *Elachistocleis ovalis* (Schneider, 1799) and description of five new species of *Elachistocleis* Parker, 1927 (Amphibia, Anura, Microhylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 527:1–30.
- Caramaschi, U., and C. Canedo. 2006. Reassessment of the taxonomic status of the genera *Ischnocnema* Reinhard and Lütken, 1862 and *Oreobates* Jiménez-de-la-Espada, 1872, with notes on the synonymy of *Leiuperus verrucosus* Reinhardt and Lütken, 1862 (Anura: Leptodactylidae). *Zootaxa* 1116:43–54.
- Caramaschi, U., and C.A.G. Cruz. 1999. Duas espécies novas do grupo de *Hyla polytaenia* Cope, 1870 do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 403:1–10.
- Caramaschi, U., and C.A.G. Cruz. 2004. Duas novas espécies de *Hyla* do grupo de *H. polytaenia* Cope, 1870 do sudeste do Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 62: 247–254.
- *Caramaschi, U., and C.A.G. Cruz. 2011. A new, possibly threatened species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 from the state of Minas Gerais, southeastern Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 2011:1–9.
- Caramaschi, U., and G. Kistuemacher. 1989. Duas novas espécies de *Ololygon* Fitzinger, 1843, do Sudeste do Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 327:1–15.
- Caramaschi, U., and H. Niemeyer. 2003. New species of the *Hyla albopunctata* group from central Brazil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 504:1–8.
- Caramaschi, U., and J.P. Pombal, Jr. 2006. Notes on the type-series of *Holoaden bradei* B. Lutz and *Holoaden luederwaldti* Miranda-Ribeiro (Anura, Brachycephalidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 23:1261–1263.
- *Caramaschi, U., and M.F. Napoli. 2004. Nomenclatural status of the synonym of *Hyla pardalis* Spix, 1824, and taxonomic position of *Hyla biobebe* Bokermann and Sazima, 1974 (Anura: Hylidae). *Journal of Herpetology* 38:501–509. DOI: <http://dx.doi.org/10.1670/211-02A>.
- *Caramaschi, U., and M.F. Napoli. 2012. Taxonomic revision of the *Odontophrynus cultripes* species group, with description of a new related species (Anura, Cycloramphidae). *Zootaxa* 3155:1–20.
- Caramaschi, U., and M.T. Rodrigues. 2007. Taxonomic status of the species of *Gastrotheca* Fitzinger, 1843 (Amphibia, Anura, Amphignathodontidae) of the Atlantic rain forest of eastern Brazil, with description of a new species. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 525:1–19.
- Caramaschi, U., L.C. Carcerelli and R.N. Feio. 1991. A new species of *Physalameus* (Anura: Leptodactylidae) from Minas Gerais, southeastern Brazil. *Herpetologica* 47:148–151.
- *Caramaschi, U., M.F. Napoli and A.T. Bernardes. 2001. Nova espécie do grupo do *Hyla circumdata* (Cope, 1870) do Estado de Minas Gerais, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia*, 457:1–11.
- *Caramaschi, U., B.V.S. Pimenta and R.N. Feio. 2004. Nova espécie do grupo de *Hyla geographica* Spix, 1824 da floresta Atlântica, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 518:1–14.
- *Caramaschi, U., R.N. Feio and V.A. São Pedro. 2008. A new species of *Leptodactylus* Fitzinger (Anura, Leptodactylidae) from Serra do Brigadeiro, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Zootaxa* 1861:44–54.
- Caramaschi, U., R.O.L. Salles and C.A.G. Cruz. 2012. A new species of *Stereocyclops* Cope (Anura, Microhylidae) from southeastern Brazil. *Zootaxa* 3583:83–88.

- *Caramaschi, U., I. Nunes, L.B. Nascimento and R.R. Carvalho, Jr. 2013. The type locality of *Scinax dolloi* (Werner, 1903) (Anura, Hylidae). *Zootaxa* 3691:299–300. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3691.2.10>.
- *Cardoso, A.J., G.V. Andrade and C.F.B. Haddad. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 49:241–249.
- Cardoso, M.W., and J.P. Pombal, Jr. 2010. A new species of small *Scinax* Wagler, 1830 (Amphibia, Anura, Hylidae) of the *Scinax ruber* clade from Cerrado of central Brazil. *Amphibia-Reptilia* 31:411–418.
- Carvalho, R.R. Jr., L. Grandinetti, M.D. Rocha and V.A.F. Calixto. 2010. Geographic distribution: *Scinax luizotavioi*. *Herpetological Review* 41:104–105.
- Carvalho, T.R., A.A. Giaretta and L. Magrini. 2012. A new species of the *Bokermannohyla circumdata* group (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, with bioacoustic data on seven species of the genus. *Zootaxa* 3321:37–55.
- Carvalho, T.R., F.S.F. Leite and T.L. Pezzuti. 2013. A new species of *Leptodactylus* Fitzinger (Anura, Leptodactylidae, Leptodactylinae) from montane rock fields of the Chapada Diamantina, northeastern Brazil. *Zootaxa* 3701:349–364. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3701.3.5>.
- Carvalho, T.R., L.B. Martins and A.A. Giaretta. 2015. The complex vocalization of the hylid frog *Scinax cardosoi*. *Phyllomedusa* 14:127–137.
- Carvalho-e-Silva, A.M.P.T., S.P. Carvalho-e-Silva and T. Silva-Soares. 2007. Geographic distribution: *Phrynomedusa marginata*. *Herpetological Review* 38:476.
- *Carvalho-e-Silva, A.M.P.T., G.R. Silva and S.P. Carvalho-e-Silva. 2009. A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 from the Atlantic Forest in the state of Rio de Janeiro, Brazil (Amphibia, Hylidae, Phyllomedusinae). *Zootaxa* 2120:15–26.
- *Carvalho-e-Silva, S.P., and O.L. Peixoto. 1991. Duas novas espécies de *Ololygon* para os Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Amphibia, Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 51:263–270.
- *Cassimiro, J., and M.T. Rodrigues. 2008. Geographic distribution: *Dendrophryniscus carvalhoi*. *Herpetological Review* 39:362.
- Cassimiro, J., M.A.S. Canelas and J. Bertoluci. 2006. Geographic distribution: *Aplastodiscus cavicola*. *Herpetological Review* 37:237.
- *Cassini, C.S., C.P. Neves, J.S. Dayrell, C.A.G. Cruz and R.N. Feio. 2007. Amphibia, Anura, *Dendropsophus ruschii*: Distribution extension, new state record, and geographic distribution map. *Check List* 3:190–192. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/3.3.190>.
- Cassini, C.S., C.A.G. Cruz and U. Caramaschi. 2010. Taxonomic review of *Physalaemus olfersii* (Lichtenstein & Martens, 1856) with revalidation of *Physalaemus lateristriga* (Steindachner, 1864) and description of two new related species (Anura: Leiuperidae). *Zootaxa* 2491:1–33.
- Cassini, C.S., V.G.D. Orrico, I.R. Dias, M.Solé and C.F.B. Haddad. 2013. Phenotypic variation of *Leptodactylus cupreus* Caramaschi, São-Pedro and Feio, 2008 (Anura, Leptodactylidae). *Zootaxa* 3616:73–84. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3616.1.6>.
- Clemente-Carvalho, R.B.G., J. Klaczko, S.I. Perez, A.C.R. Alves, C.F.B. Haddad and S.F. Reis. 2011. Molecular phylogenetic relationships and phenotypic diversity in miniaturized toadlets, genus *Brachycephalus* (Amphibia: Anura: Brachycephalidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61:79–89.
- Clemente-Carvalho, R.B.G., S.I. Perez, C.H. Tonhatti, T.H. Condez, R.J. Sawaya, C.F.B. Haddad and S.F. dos Reis. 2016. Boundaries of morphological and molecular variation and the distribution of a miniaturized froglet, *Brachycephalus nodoterga* (Anura: Brachycephalidae). *Journal of Herpetology* 50:169–178.
- Coelho-Augusto, C., M.R. Moura and R.N. Feio. 2013. *Zachaenus carvalhoi*: Reproduction. *Herpetological Review* 44:132.
- Cruz, C.A.G., and O.L. Peixoto. 1985. Espécies verdes de *Hyla*: o complexo “*Albosignata*” (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos de Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro* 7:31–47.
- Cruz, C.A.G., and O.L. Peixoto. 1987. Espécies verdes de *Hyla*: o complexo “*Albofrenata*” (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos de Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro* 8:59–70.

- Cruz, C.A.G., and U. Caramaschi. 1998. Definição, composição e distribuição geográfica do grupo de *Hyla polytaenia* Cope, 1870 (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 392:1–19.
- *Cruz, C.A.G., U. Caramaschi and E. Izecksohn. 1997. The genus *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Anura, Microhylidae) in the Atlantic Rain Forest of Brazil, with description of three new species. *Alytes* 15:49–71.
- Cruz, C.A.G., R.N. Feio and C. S. Cassini. 2007. Nova espécie de *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Amphibia, Anura, Microhylidae) da Serra da Maniqueira, Estado do Minas Gerais, Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 65:33–38.
- *Cruz, C.A.G., M.F. Napoli and P.M. Fonseca. 2008. A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the state of Bahia, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3:187–195. DOI: <http://dx.doi.org/10.2994/1808-9798-3.3.187>.
- *Cruz, C.A.G., R.N. Feio and U. Caramaschi. 2009. Anfíbios do Ibitipoca. Bicho do Mato Editora, Brazil.
- *Dayrell, J.S., C.P. Neves, C.S. Cassini and R.N. Feio. 2006. Geographic distribution: *Zachaenus carvalhoi*. *Herpetological Review* 37: 360.
- de Sá, F.P., C. Canedo, M.L. Lyra and C.F.B. Haddad. 2015. A new species of *Hylodes* (Anura, Hylodidae) and its secretive underwater breeding behavior. *Herpetologica* 71:58–71.
- Dorigo, T.A., D. Vrcibradic, V.N.T. Borges-Junior and C.F.D. Rocha. 2014. New records of anuran predation by *Thamnodynastes* snakes. *Herpetology Notes* 7:261–264. Available at http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/Volume7_PDFs/Dorigo_HerpetologyNotes_volume7_pp261-264.pdf.
- Faivovich, J., C.F.B. Haddad, D. Baêta, ... W.C. Wheeler. 2010. The phylogenetic relationships of the charismatic poster frogs, Phyllomedusinae (Anura, Hylidae). *Cladistics* 26:227–261.
- Feio, R.N. 2008. *Thoropa lutzi*. Pp. 315–316 in Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Volume 2) (A.B.M. Machado, G.M. Drummond and A.P. Paglia, eds.). Fundação Biodiversitas, Brazil.
- Feio, R.N., J. Cassimiro and C.A.G. Cruz. 2003. Geographic distribution: *Myersiella microps*. *Herpetological Review* 34:259.
- Feio, R.N., J.P. Pombal, Jr. and U. Caramaschi. 1999. New *Physalaemus* (Anura: Leptodactylidae) from the Atlantic Forest of Minas Gerais, Brazil. *Copeia* 1999:141–143.
- *Feio, R.N., M.F. Napoli and U. Caramaschi. 2006. Considerações taxonômicas sobre *Thoropa milaris* (Spix, 1824), com revalidação e redescrição de *Thoropa tapophora* (Miranda-Ribeiro, 1923) (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 64:41–60.
- Ferrante, L., A. Angulo and M. Sacramento. 2014. Notes on range extension and geographic variation of calls in *Adenomera thomei* (Anura: Leptodactylidae). *Check List* 10:1560–1562. DOI: 10.15560/10.6.1560.
- Ferreira, R.B., R.B. Dantas, C. Mattedi and T. Silva-Soares. 2009. Geographic distribution: *Physalaemus signifer*. *Herpetological Review* 40:446–447.
- *Ferreira, R.B., R.B. Dantas and J.F.R. Tonini. 2012. Distribuição espacial e sazonal de anfíbios em quatro poças na região serrana do Espírito Santo, sudeste do Brasil: influência de corredores florestais. *Iheringia, Série Zoologia* 102:163–169.
- *Ferreira, R.B., J. Faivovich, K.H. Beard and J.P. Pombal, Jr. 2015. The first bromeligenous species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil's Atlantic Forest. *PLoS ONE* 10:e0142893. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0142893>.
- Folly, M., F. Hepp, S.P. Carvalho-e-Silva and W.E. Duellman. 2014. Taxonomic status and redescription of *Flectonotus ulei* (Anura: Hemiphractidae), with a key for the species of *Fritziana*. *Zoologia* 31:393–399.
- Fonseca, E.M., M.O. Neves, D.J. Santana, C.H.V. Rios and R.M.H. Carvalho. 2013. Distribution extension of *Chiasmocleis mantiqueira* Cruz, Feio and Cassini, 2007 (Anura, Microhylidae). *Herpetology Notes* 6:19–20. Available at <http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/contents6.html>.
- Fouquet, A., C.S. Cassini, C.F.B. Haddad, N. Pech and M.T. Rodrigues. 2014. Species delimitation, patterns of diversification and historical biogeography of the Neotropical frog genus *Adenomera* (Anura, Leptodactylidae). *Journal of Biogeography* 41:855–870.

- Gasparini, J.L. 2002. Geographic distribution: *Proceratophrys phyllostomus*. Herpetological Review 33:222.
- *Gehara, M., C. Canedo, C.F.B Haddad and M. Vences. 2013. From widespread to microendemic: molecular and acoustic analyses show that *Ischnocnema guentheri* (Amphibia: Brachycephalidae) is endemic to Rio de Janeiro, Brazil. Conservation Genetics 14:973–982. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10592-013-0488-5>.
- Giaretta, A.A., and I. Sazima. 1993. Nova espécie de *Proceratophrys* Mir. Rib. do sul de Minas Gerais, Brasil (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Revista Brasileira de Biologia 53:13–19.
- Giaretta, A.A., and O. Aguiar, Jr. 1998. A new species of *Megaelosia* from the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. Journal of Herpetology 32:80–83.
- Giaretta, A.A., K.G. Facure, R. Sawaya, J. Meyer and N. Chemin. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brasil: seasonal and altitudinal changes. Biotropica 31:669–674.
- Giovanelli, J.G.R., M.F. Siqueira, C.F. Haddad and J. Alexandrino. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. Ecological Modelling 221:215–224.
- Gomes, F.B.R., and A.F.B. Junqueira. 2010. *Hylodes* cf. *amnicola* (NCN). Predation. Herpetological Review 41: 474.
- *Gomes, F.B.R., D.B. Provete and I.A. Martins. 2010. Tadpole of *Physalaemus jordanensis*. Zootaxa 2327:65–68.
- Gomes, F.B.R., D.B. Provete and I.A. Martins. 2012. Description of the Tadpole of *Hylodes magalhaesi*. Journal of Herpetology 46:614–619.
- *Gomides, S.C. and B.M Sousa. 2012. Levantamento preliminar da herpetofauna da Serra do Relógio, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Zoociências 14:45–56.
- *Gouvêa, E. 1979. Uma nova espécie de elosiíneo da Serra do Itatiaia (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Revista Brasileira de Biologia 39:855–859.
- Haddad, C.F.B., and J.P. Pombal, Jr. 1987. *Hyla hiemalis*, nova espécie do grupo *rizibilis* do Estado de São Paulo (Amphibia, Anura, Hylidae). Revista Brasileira de Biologia 47:127–132.
- Haddad, C.F.B., and J.P. Pombal, Jr. 1995. A new species of *Hylodes* from southeastern Brazil (Amphibia: Leptodactylidae). Herpetologica 51:279–286.
- Hepp, F., and C. Canedo. 2013. Advertisement and aggressive calls of *Ischnocnema oea* (Heyer, 1984) (Anura, Brachycephalidae). Zootaxa 3710:197–199. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3710.2.6>.
- *Hepp, F., S.P. Carvalho-e-Silva, A.M.P.T. Carvalho-e-Silva and M. Folly. 2015. A fifth species of the genus *Euparkerella* (Griffiths, 1959), the advertisement calls of *E. robusta* Izecksohn, 1988 and *E. tridactyla* Izecksohn, 1988, and a key for the *Euparkerella* species (Anura: Brachycephaloidea: Craugastoridae). Zootaxa 3973:251–270. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3973.2.3>.
- Heyer, W.R. 1973. Systematics of the *marmoratus* group of the frog genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). Natural History Museum of Los Angeles County, Science Bulletin, 251:1–50.
- *Heyer, W.R. 1978. Systematics of the *fuscus* group of the frog genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). Natural History Museum of Los Angeles County, Science Bulletin 29:1–85.
- *Heyer, W.R. 1982. Two new species of the frog genus *Hylodes* from Caparaó, Minas Gerais, Brazil (Amphibia: Leptodactylidae). Proceedings of the Biological Society of Washington 95:377–385.
- *Heyer, W.R. 1983. Variation and systematics of frogs of the genus *Cycloramphus* (Amphibia, Leptodactylidae). Arquivos de Zoologia 30:235–339.
- *Heyer, W.R. 1984. Variation, systematics, and zoogeography of *Eleutherodactylus guentheri* and closely related species (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). Smithsonian Contributions to Zoology 402:1–42. DOI: <http://dx.doi.org/10.5479/si.00810282.402>.
- Heyer, W.R., and A.J. Wolf. 1989. *Physalaemus crombiei* (Amphibia: Leptodactylidae), a new frog species from Espírito Santo, Brazil, with comment on the *P. signifer* group. Proceedings of the Biological Society of Washington 102:500–506.
- *Heyer, W.R., and R.B. Cocroft. 1986. Descriptions of two new species of *Hylodes* from the Atlantic forests of Brazil (Amphibia: Leptodactylidae). Proceedings of the Biological Society of Washington 99:100–109.

- Izecksohn, E. 1988. Algumas considerações sobre o gênero *Euparkerella*, coma descrição de três novas espécies (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 48:59–74.
- Izecksohn, E., and O.L. Peixoto. 1981. Nova espécie de *Proceratophrys*, da hiléia Bahiana, Brasil (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 41:19–24.
- Izecksohn, E., C.A.G. Cruz and O.L. Peixoto. 1998. Sobre *Proceratophrys appendiculata* e algumas espécies afins (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Revista da Universidade Rural, Série Ciências da Vida* 20:37–54.
- Juncá, F.A., M.F. Napoli, I. Nunes, E.A. Mercês and R.O. Abreu. 2015. A new species of the *Scinax ruber* clade (Anura, Hylidae) from the Espinhaço Range, northeastern Brazil. *Herpetologica* 71:299–309.
- Lacerda, J.V.A., B. Assis, D.J. Santana and R.N. Feio. 2009. Anurans in bromeliads, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List* 5:800–806. DOI: <https://doi.org/10.15560/5.4.800>.
- Lacerda, J.V.A., O.L. Peixoto and R.N. Feio. 2012. A new species of the bromeligenous *Scinax perpusillus* group (Anura; Hylidae) from Serra do Brigadeiro, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Zootaxa* 3271:31–42.
- Lacerda, J.V.A., R.B. Ferreira, G.A. Souza, H.R. Silva and R.N. Feio. 2015. On the diagnosis and conservation of the poorly known bromeligenous *Scinax arduous* Peixoto, 2002 (Amphibia; Anura; Hylidae). *Zootaxa* 4021:401–417. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4021.3.1>.
- Lourenço, A.C.C., L.B. Nascimento and M.R.S. Pires. 2009. A new species of the *Scinax catharinae* species group (Anura: Hylidae) from Minas Gerais, southeastern Brazil. *Herpetologica* 65:468–479.
- *Lourenço, A.C.C., A.L.G. Carvalho, D. Baêta, T.L. Pezzuti and F.S.F. Leite. 2013. A new species of the *Scinax catharinae* group (Anura, Hylidae) from Serra da Canastra, southwestern state of Minas Gerais, Brazil. *Zootaxa* 3613:573–588. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3613.6.4>.
- *Lourenço, A.C.C., M.C. Luna and J.P. Pombal, Jr. 2014. A new species of the *Scinax catharinae* group (Anura: Hylidae) from northeastern Brazil. *Zootaxa* 3889:259–276. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3889.2.5>.
- Lourenço, L.B., C.P. Targueta, D. Baldo, J. Nascimento, P.C.A. Garcia, G.V. Andrade, C.F.B. Haddad and S.M. Recco-Pimentel. 2015. Phylogeny of frogs from the genus *Physalaemus* (Anura, Leptodactylidae) inferred from mitochondrial and nuclear gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 92:204–216.
- *Luna-Dias, C., J.P. Braga and S.P. Carvalho-e-Silva. 2007. Geographic distribution: *Scinax ranki*. *Herpetological Review* 38:478.
- *Lutz, B. 1973. *Brazilian Species of Hyla*. University of Texas Press, USA.
- Maciel, N.M., R.A. Brandão, L.A. Campos and A. Sebben. 2007. A large new species of *Rhinella* (Anura: Bufonidae) from Cerrado of Brazil. *Zootaxa* 1627:23–39.
- Magrini, L., and A.A. Giaretta. 2010. Calls of two Brazilian species of *Scinax* of the *S. ruber* clade (Anura: Hylidae). *Herpetology Notes* 3:121–126. Available at http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/Volume3_PDFs/Magrini_Giaretta_Herpetology_Notes_Volume3_pages121-126.pdf.
- Magrini, L., S.P. Carvalho-e-Silva, A.F. Béda and A.A. Giaretta. 2011. Calls of five species of the *Scinax ruber* (Anura: Hylidae) clade from Brazil with comments on their taxonomy. *Zootaxa* 3066:37–51.
- Mângia, S., D.J. Santana and R.N. Feio. 2010. Advertisement call of the cyclormphid toad *Proceratophrys melanopogon* (Miranda-Ribeiro, 1926). *South American Journal of Herpetology* 5:127–131.
- Mângia, S., E.T. Silva, A.C. Sant’Anna and D.J. Santana. 2011. Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Ischnocnema oea* (Heyer, 1984): Distribution extension, new state record and geographic distribution map. *Check List* 7:164–165. DOI: <https://doi.org/10.15560/7.2.164>.
- Mângia, S., D.J. Santana, C.A. Cruz and R.N. Feio. 2014. Taxonomic review of *Proceratophrys melanopogon* (Miranda-Ribeiro, 1926) with description of four new species (Amphibia, Anura, Odontophrynidae). *Boletim do Museu Nacional, Série Zoologia* 531:1–33.
- *Marques, R.M., P.F. Colas-Rosas, L.F. Toledo and C.F.B. Haddad. 2006. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus moreirae*: Distribution extension. *Check List* 2:68–69. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/2.1.68>.

- *Martins, I.A., and C.F.B. Haddad. 2010. A new species of *Ischnocnema* from highlands of the Atlantic Forest, Southeastern Brazil (Terrarana, Brachycephalidae). *Zootaxa* 2617:55–65.
- Martins, I.A., and H. Zaher. 2013. A new species of the highland frog genus *Holoaden* (Amphibia, Strabomantidae) from cloud forests of southeastern Brazil. *Zootaxa* 3599:178–188. DOI: 10.11646/zootaxa.3599.2.4.
- *Martins, I.A., F.B.R. Gomes, P.H. Bernardo and A.P. Suarez. 2006. Geographic distribution: *Cycloramphus carvalhoi*. *Herpetological Review* 37:99.
- Martins, L.B., and A.A. Giaretta. 2012. Advertisement calls of two species of *Proceratophrys* (Anura: Odontophrynidae) from Minas Gerais, Brazil, with comments on their distribution, taxonomy and conservation status. *South American Journal of Herpetology* 7:203–212.
- Mercadal de Barrio, I.T. 1986. *Ceratophrys joazeirensis* sp. n. (Ceratophryidae, Anura) del noreste de Brasil. *Amphibia-Reptilia* 7:313–334.
- *Miranda-Ribeiro, A. 1920. Os brachycephalideos do Museu Paulista. *Revista do Museu Paulista* 12:306–318.
- *Montesinos, R., P.L.V. Peloso, D.A. Koski, A.P. Valadares and J.L. Gasparini. 2012. Frogs and toads of the Pedra Azul-Forno Grande Biodiversity Corridor, southeastern Brazil. *Check-list* 8:102–111. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/8.1.102>.
- *Moroti, M.T., M. Pedrozo, I.F. Machado and D.J. Santana. 2016. Distribution extension of *Chiasmocleis mantiqueira* Cruz, Feio and Cassini, 2007 (Amphibia, Anura, Microhylidae) in state of São Paulo. *Herpetology Notes* 9:229–231. Available at <https://biotaxa.org/hn/article/view/22589/23969>.
- *Moroti, M.T., J.A.F. Neto, A.C. Santos, P.C. Soares and I.F. Machado. 2017. Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax cardosoi* (Carvalho-e-Silva & Peixoto, 1991): Distribution extension and new state record for São Paulo, Brazil. *Check List* 13: 2042. DOI: <https://doi.org/10.15560/13.1.2042>.
- *Motta, A.P., R.M. Pirani, E.T. Silva, D.J. Santana, S. Mângia and R.N. Feio. 2010. New record and distribution extension of *Zachaenus carvalhoi* Izecksohn 1983 (Anura, Cycloramphidae) in southeastern Brazil. *Herpetology Notes* 3:85–86.
- Moura, M.R., J.L. Gasparini and R. N. Feio. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Bokermannohyla ibitipoca*: Distribution extension, new state record and geographic distribution map. *Check List* 4:389–391. DOI: <https://doi.org/10.15560/4.4.389>.
- *Moura, M.R., A.P. Motta, V.D. Fernandes and R.N. Feio. 2012. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 12:1–27. Available at <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n1/pt/download?inventory+bn01012012012+item>.
- Moura, M.R., J.V.A. Lacerda and R.N. Feio. 2012. Advertisement call and distribution of *Dendropsophus berthaltzae* (Anura: Hylidae). *Salamandra* 48:177–180.
- Moura, M.R., J.V.A. Lacerda and R. N. Feio. 2012. The advertisement call of *Haddadus binotatus* (Spix, 1824) (Anura; Craugastoridae). *Zootaxa* 3224:67–68.
- Napoli, M.F. 2005. A new species allied to *Hyla circumdata* (Anura: Hylidae) from Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. *Herpetologica* 61:63–69.
- Napoli, M.F., and U. Caramaschi. 2004. Two new species of the *Hyla circumdata* group from Serra do Mar and Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil, with description of the advertisement call of *Hyla ibitipoca* (Anura, Hylidae). *Copeia* 2004:534–545.
- *Narvaes, P., and M.T. Rodrigues. 2009. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia* 40:1–73.
- Nascimento, L.B., U. Caramaschi and C.A.G. Cruz. 2005. Taxonomic review of the species group of the genus *Physalaemus* Fitzinger, 1826 with revalidation of the genera *Engystomops* Jimenez-de-la-Espada, 1872 and *Eupemphix* Steindachner, 1836 (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 63:297–320.
- Neves, M.O., C.L. Assis, C.P. Neves, P.S. Santos and R.N. Feio. 2016. Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax cosenzai* Lacerda, Peixoto & Feio, 2012: New records and geographic distribution map. *Herpetology Notes* 9:197–199. Available at <https://biotaxa.org/hn/article/view/14904/22572>.
- Nuin, P.A.S., and P.C.A. Garcia. 2002. Geographic distribution: *Hylodes sazimai*. *Herpetological Review* 33:221.

- Nunes, I., and J.P. Pombal, Jr. 2010. A new *Scinax* Wagler (Amphibia, Anura, Hylidae) from the Atlantic rain forest remains of southern State of Bahia, north-eastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 31:347–353.
- *Nunes, I., A. Kwet and J.P. Pombal, Jr. 2012. Taxonomic revision of the *Scinax alter* species complex (Anura: Hylidae). *Copeia* 2012:554–569. DOI: <http://dx.doi.org/10.1643/CH-11-088>.
- *Oliveira, E.F., J. Tolledo and R.N. Feio. 2009. Amphibia, Anura, *Physalaemus rupestris* Caramaschi, Carcerelli and Feio, 1991: Distribution extension and geographic distribution map. *Check List* 5:815–818. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/5.4.815>.
- Oliveira, J.C.F., L. Coco, F.F. Deus, R. Pagotto, E.S. Silva, C.F.D. Rocha and D. Vrcibradic. 2009. Geographic distribution: *Phasmahyla guttata*. *Herpetological Review* 40:446.
- Oliveira, J.C.F., L. Coco, R.V. Pagotto, E. Pralon, D. Vrcibradic, J.P. Pombal, Jr. and C.F.D. da Rocha. 2012. Amphibia, Anura, *Brachycephalus didactylus* (Izecksohn, 1971) and *Zachaeus parvulus* (Girard, 1853): distribution extension. *Check List* 8:242–244. DOI: <https://doi.org/10.15560/8.2.242>.
- *Oliveira, J.C.F., E. Pralon, L. Coco, R.V. Pagotto and C.F.D. Rocha. 2013. Environmental humidity and leaf-litter depth affecting ecological parameters of a leaf-litter frog community in an Atlantic Rainforest area. *Journal of Natural History* 47:1–10. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2013.769641>.
- *Orrico, V.G.D., and C.L. Luna-Dias. 2006. Geographic distribution: *Hypsiboas beckeri*. *Herpetological Review* 37:358.
- *Orrico, V.G.D., A.M.P.T. Carvalho-e-Silva and S.P. Carvalho-e-Silva. 2006. Redescription of the advertisement call of *Aplastodiscus arildae* (Cruz and Peixoto, 1987) and description of the call of *Aplastodiscus weygoldti* (Cruz and Peixoto, 1987) with general notes about the genus in Southeastern Brazil (Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 23:994–1001.
- *Orrico, V.G.D., M.M. Mongin and A.M.P.T. Carvalho-e-Silva. 2007. The tadpole of *Hypsiboas latistriatus* (Caramaschi and Cruz, 2004), a species of the *Hypsiboas polytaeniis* (Cope, 1870) clade (Amphibia, Anura, Hylidae). *Zootaxa* 1531:25–37.
- *Pansonato, A., J.R. Mudrek, F. Simioni, I.A. Martins and C. Strüssmann. 2014. Geographical variation in morphological and bioacoustic traits of *Pseudopaludicola mystacalis* (Cope, 1887) and a reassessment of the taxonomic status of *Pseudopaludicola serrana* Toledo, 2010 (Anura: Leptodactylidae: Leiuperinae). *Advances in Zoology* 2014:563165. DOI: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/563165>.
- Peixoto, M.A.A., J.V.A. Lacerda, C.S. Guimarães, B. Teixeira, E.T. Silva and R.N. Feio. 2013. Amphibia, Anura, Microhylidae, *Myersiella microps* (Duméril and Bibron, 1841): New records and geographic distribution map. *Check List* 9:847–848 DOI: <https://doi.org/10.15560/9.4.847>.
- Peixoto, O.L. 1983. Duas novas espécies de *Crossodactylodes* de Santa Tereza, Estado do Espírito Santo, Brasil (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 42:619–626.
- Peixoto, O.L., and C.A.G. Cruz. 1988. Descrição de duas espécies novas do gênero *Phyllodytes* Wagler (Amphibia, Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 48:265–272.
- Peixoto, O.L., and C.A.G. Cruz. 1992. Nova espécie da *Hyla* da Serra da Mantiqueira, Itatiaia, Estado do Rio de Janeiro (Amphibia, Anura, Hylidae). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 87:197–200.
- *Peixoto, M.A.A., C.S. Guimarães, D.H. Silva and R.N. Feio. 2016. The occurrence of *Fritziana Mello-Leitão*, 1937 (Anura, Hemiphractidae) in Minas Gerais state, southeastern Brazil: New records and distribution of the genus. *Check List* 12:1947. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/12.4.1947>.
- Peres, J., and J.E. Simon. 2012. *Physalaemus maximus* Feio, Pombal Jr., and Caramaschi, 1999 (Anura: Leiuperidae): Distribution extension and advertisement call. *Check List*. 8:507–509. DOI: <https://doi.org/10.15560/8.3.507>.
- Pertel, W., R.L. Teixeira and R.B. Ferreira. 2010. Comparison of diet and use of bromeliads between a bromelicolous and a bromeligenous anuran at an inselberg in the southeastern of Brazil. *Caldasia* 32:149–159.
- *Pie, M.R., A.L.S. Meyer, C.R. Firkowski, L.F. Ribeiro and M.R. Bornschein. 2013. Understanding the mechanisms underlying the distribution of microendemic montane frogs (*Brachycephalus* spp., Terrarana: Brachycephalidae) in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Ecological Modelling* 250:165–176. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.019>.
- *Pimenta, B.V.S., C.A.G. Cruz and U. Caramaschi. 2014. Taxonomic review of the species complex of *Crossodactylus dispar* A. Lutz, 1925 (Anura, Hylodidae). *Arquivos de Zoologia* 45:1–33.

- Pinto, F.C.S., R.A.R Campos, F.S. Braga, F.N.S. Queirós and L.B. Nascimento. 2009. Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax cardosoi* Carvalho-e-Silva and Peixoto, 1991: Distribution extension and new state records. Check List 5: 866–868. DOI: <https://doi.org/10.15560/5.4.866>.
- Pirani, R.M., S. Mângia, D.J. Santana, B. Assis and R.N. Feio. 2010. Rediscovery, distribution extension and natural history notes of *Hylodes babax* (Anura, Hylodidae) with comments on southeastern Brazil biogeography. South American Journal of Herpetology 5:83–88.
- Pombal, J.P., Jr. 2001. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from Atlantic Rain Forest of southeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 22:179–185.
- *Pombal, J.P., Jr. 2010. A posição taxonômica das "variedades" de *Brachycephalus ephippium* (Spix, 1824) descritas por Miranda-Ribeiro, 1920 (Amphibia, Anura, Brachycephalidae). Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia 2010:1–12.
- Pombal, J.P., Jr., and C.F.B. Haddad. 1992. Espécies de *Phyllomedusa* do grupo *burmeisteri* do Brasil oriental, com descrição de uma espécie nova (Amphibia, Hylidae). Revista Brasileira de Biologia 52:217–229.
- Pombal, J.P., Jr., and C.F.B. Haddad. 1999. Frogs of the genus *Paratelmatobius* (Anura: Leptodactylidae) with descriptions of two new species. Copeia 1999:1014–1026.
- Pombal, J.P., Jr., and E. Izecksohn. 2011. Uma nova espécie de *Brachycephalus* (Anura, Brachycephalidae) do estado do Rio de Janeiro. Papéis Avulsos de Zoologia 51:443–451.
- Pombal, J.P., Jr., and J.L. Gasparini. 2006. A new *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from the Atlantic Rainforest of Espírito Santo, southeastern Brazil. South American Journal of Herpetology 1:87–93.
- Pombal, J.P., Jr., R.N. Feio and C.F.B. Haddad. 2002. A new species of torrent frog genus *Hylodes* (Anura: Leptodactylidae) from southeastern Brazil. Herpetologica 58:462–471.
- *Pombal, J.P., Jr., G.M. Prado and C. Canedo. 2003. A new species of giant torrent frog, genus *Megaelasia*, from the Atlantic Rain Forest of Espírito Santo, Brazil (Amphibia: Leptodactylidae). Journal of Herpetology 37:453–460.
- Pombal, J.P., Jr., M. Bilate, P.G. Gambale, L. Signorelli and R.P. Bastos. 2011. A new miniature treefrog of the *Scinax ruber* clade from the cerrado of central Brazil (Anura: Hylidae). Herpetologica 67:288–299.
- Pontes, R.C., R.A.M. Fonseca, A.C.C. Lourenço, D.B. Maciel, A.R. Martins and L.O. Ramos. 2012. New records and updated distribution map of *Gastrotheca albolineata* (Lutz and Lutz, 1939) (Amphibia: Anura: Hemiphraactidae). Check List 8:158–160. DOI: <https://doi.org/10.15560/8.1.158>.
- Pontes, R.C., U. Caramaschi and J.P. Pombal, Jr. 2014. A remarkable new glass frog (Centrolenidae: *Vitreorana*) from the northeast Atlantic forest, Brazil. Herpetologica 70:298–308.
- *Prado, G.M., and J.P. Pombal, Jr. 2008. Espécies de *Proceratophrys* Miranda-Ribeiro, 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae). Arquivos de Zoologia 39:1–85.
- Pugliese, A., D. Baêta and J.P. Pombal, Jr. 2009. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from rocky montane fields in southeastern and central Brazil. Zootaxa 2269:53–64.
- *Ribeiro, R.S., G.T.B.T. Egito and C.F.B. Haddad. 2005. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. Biota Neotropica 5:1–15.
- Rödler, D., R.L. Teixeira, R.B. Ferreira, R.B. Dantas, W. Pertel and G.J. Guarniere. 2007. Anuran hotspots: the municipality of Santa Teresa, Espírito Santo, southeastern Brazil. Salamandra 43:91–110.
- *Salles, R.O.L., and D.B. Maciel. 2010. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Zachaeus carvalhoi* Izecksohn, 1983: Distribution extension. Check List 6:458–459. DOI: <http://doi.org/10.15560/5.4.755>.
- Santana, D.J., E.M. Fonseca, M.O. Neves and R.M.H. Carvalho. 2012. A new species of *Adelophryne* (Anura: Eleutherodactylidae) from the Atlantic forest, southeastern Brazil. Salamandra 48:187–192.
- Santana, D.J., A.B. Barros, R.C. Pontes and R.N. Feio. 2015. A new species of Glassfrog genus *Vitreorana* (Anura, Centrolenidae) from the Cerrado domain, southeastern Brazil. Herpetologica 71:289–298.
- *Santos, J.T., E.F. Oliveira, V.A. São Pedro, A.C. Monteiro-Leonel and R.N. Feio. 2009. Amphibia, Anura, *Hypsiboas stenocephalus*: Distribution extension and geographic distribution map. Check List 5:027–031. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/5.1.27>.

- *Santos, P.S., E.T. Silva, B.H.B. Felhberg, M.T.T. Santos and P.C.A. Garcia. 2011. Amphibia, Anura, Hylodidae, *Megaelosia apuana* Pombal, Prado and Canedo, 2003: Distribution extension, new state record and geographic distribution map. Check List 7:394–396. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/7.4.394>.
- *Santos, P.S., E.T. Silva, B.H.B. Felhberg, M.T.T. Santos, B.F. Zaidan and P.C.A. Garcia. 2012. Amphibia, Anura, *Hylodes babax* Heyer, 1982 (Hylodidae), *Dendropsophus ruschii* (Weygoldt and Peixoto, 1987) and *Bokermannohyla ibitipoca* (Caramaschi and Feio, 1990) (Hylidae): Distribution extension and geographic distribution map. Check List 8:313–316. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/8.2.313>.
- Silva, E.T., V.D. Fernandes, D.J. Santana and R.N. Feio. 2010. Amphibia, Anura, Pipidae, *Pipa carvalhoi* (Miranda-Ribeiro, 1937): Distribution extension and geographic distribution map in the southeast of Brazil. Check List 6:451–453. DOI: <https://doi.org/10.15560/6.3.451>.
- Silva, E.T., H.L. Coelho, R.S. Viana and P.S. Santos. 2011. Amphibia, Anura, Leiuperidae: *Physalaemus feioi* Cassini, Cruz and Caramaschi, 2010: Distribution extension. Check List 7:282–284. DOI: <https://doi.org/10.15560/7.3.282>.
- Silva, E.T., P.S. Santos, H.L. Coelho, R.S. Viana, R.C. Heitor and P.C.A. Garcia. 2013. New records of *Ischnocnema verrucosa* Reinhart and Lütken, 1862 and *I. surda* Canedo, Pimenta, Leite and Caramaschi, 2010 (Anura, Brachycephalidae) in Minas Gerais state, Brazil. Check List 9:1062–1066. DOI: <https://doi.org/10.15560/9.5.1062>.
- *Silva, G.R., C. Luna-Dias, F.S.F.S. Hepp, A.M.P.T. Carvalho-e-Silva and S.P. Carvalho-e-Silva. 2012. New record of *Aplastodiscus weygoldti* (Cruz and Peixoto, 1987) in the municipality of Mimoso do Sul, Espírito Santo State, Southeastern Brazil (Anura, Hylidae). Herpetology Notes 5:371–373. Available at http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/Volume5_PDFs/Ramos_Herpetology_Notes_Volume5_pages371-373.pdf.
- *Silva, G.R., C. Luna-Dias, F.S.F.S. Hepp and S.P. Carvalho-e-Silva. 2013. First record of *Scinax tripui* Lourenço, Nascimento and Pires, 2010 (Amphibia: Anura: Hylidae) from Espírito Santo state, Brazil. Check List 9:645–646. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/9.3.645>.
- Silva, H.R., and P. Benmaman. 2008. Uma nova espécie de *Hylodes* Fitzinger da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil (Anura: Hylodidae). Revista Brasileira de Zoologia 25:89–99.
- *Silva-Soares, T. and P.V. Scherrer. 2013. Amphibians of Parque Estadual do Forno Grande, state of Espírito Santo, Southeastern Brazil: Species composition and conservation. North-Western Journal of Zoology 9:113–120.
- Silva-Soares, T., A.P. Valadares, D.A. Koski, R.B. Ferreira and C.A.G. Cruz. 2011. New records and distribution of *Aplastodiscus arildae* (Cruz & Peixoto, 1985) (Amphibia, Anura, Hylidae) in the southeast of Brazil. Herpetology Notes 4:255–258. Available at http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/Volume4_PDFs/SilvaSoares_et_al_Herpetology_Notes_Volume4_pages255-258.pdf.
- *Simon, J.E., and J. Peres. 2012. Revisão da distribuição geográfica de *Phyllodytes kautskyi* Peixoto and Cruz, 1988 (Amphibia, Anura, Hylidae). Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Nova Série 29:17–30.
- Targino, M., and S.P. Carvalho-e-Silva. 2008. Redescritção de *Ischnocnema holti* (Amphibia: Anura: Brachycephalidae). Revista Brasileira de Zoologia 25:716–723.
- Targino, M., P.N. Costa and S.P. Carvalho-e-Silva. 2009. Two new species of the *Ischnocnema lactea* species series from Itatiaia highlands, southeastern Brazil (Amphibia, Anura, Brachycephalidae). South American Journal of Herpetology 4:139–150.
- *Taucce, P.P.G., F.S.F. Leite, P.S. Santos, R.N. Feio and P.C.A. Garcia. 2012. The advertisement call, color patterns and distribution of *Ischnocnema izecksohni* (Caramaschi and Kisteumacher, 1989) (Anura, Brachycephalidae). Papéis Avulsos de Zoologia 52:111–119.
- Thomé, M.T.C., K.R. Zamudio, J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, F.A. Baldissera, Jr., and J. Alexandrino. 2010. Phylogeography of endemic toads and post-Pliocene persistence of the Brazilian Atlantic Forest. Molecular Phylogenetics and Evolution 55:1018–1031.
- Thomé, M.T.C., K.R. Zamudio, C.F.B. Haddad and J. Alexandrino. 2012. Delimiting genetic units in Neotropical toads under incomplete lineage sorting and hybridization. BMC Evolutionary Biology 12:242. DOI: <http://dx.doi.org/1471-2148/12/242>

- Toledo, L.F., C.F.B. Haddad, A.C.Q. Carnaval e F.B. Brito. 2006. A Brazilian anuran (*Hylodes magalhaesi*: Leptodactylidae) infected by *Batrachochytrium dendrobatidis*: a conservation concern. *Amphibian and Reptile Conservation* 4:17–21.
- Tolledo, J., E.F. Oliveira, R.N. Feio and L.N. Weber. 2009. Amphibia, Anura, Leiuperidae, *Physalaemus jordanensis* Bokermann, 1967: Distribution extension and geographic distribution map. *Check List* 5:422–424. DOI: <https://doi.org/10.15560/5.3.422>.
- *Tonini, J.F.R., L.M. Carão, I.S. Pinto, J.L. Gasparini, Y.L.R. Leite and L.P. Costa. 2010. Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 10:339–351.
- Tonini, J.F.R., M.C. Forlani and R.O. de Sá. 2014. A new species of *Chiasmocleis* (Microhylidae, Gastrophryinae) from the Atlantic Forest of Espírito Santo State, Brazil. *ZooKeys* 428:109–132. DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/zookeys.428.7352>.
- Vasconcelos, E.G., and A.A. Giaretta. 2005. A new species of *Hyla* (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil. *Revista Española de Herpetología* 17:21–27.
- Vaz-Silva, W., P.H. Valdujo and J.P. Pombal, Jr. 2012. New species of the *Rhinella crucifer* group (Anura, Bufonidae) from the Brazilian Cerrado. *Zootaxa* 3265:57–65.
- *Verdade, V.K., and M.T. Rodrigues. 2008. On the identity of *Cycloramphus jordanensis* Heyer, 1983 (Anura: Cycloramphidae). *Herpetologica* 64:452–457.
- *Verdade, V.K., J. Cassimiro and M.T.U. Rodrigues. 2009. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Zachaeus carvalhoi* Izecksohn, 1983 and *Z. parvulus* (Girard, 1853): Filling gap and geographic distribution map for the genus. *Check List* 5:755–758. DOI: <http://doi.org/10.15560/5.4.755>.
- *Vrcibradic, D., C.V. Ariani, M. Van Sluys and C.F.D. Rocha. 2010. Amphibia, Leptodactylidae, *Paratelmatobius mantiqueira* Pombal and Haddad, 1999: Distribution extension. *Check List* 6:001–002. DOI: <https://doi.org/10.15560/6.1.001>.
- Vrcibradic, D., J.C.F. Oliveira and C.F.D. Rocha. 2014. Amphibia, Anura, Hylodidae, *Hylodes lateristrigatus* (Baumann, 1912): Filling distribution gap. *Check List* 10:677–678. DOI: <https://doi.org/10.15560/10.3.677>.
- *Walker, M., J.L. Gasparini and C.F.B. Haddad. 2016. A new polymorphic species of egg-brooding frog of the genus *Fritziana* from southeastern Brazil (Anura: Hemiphraetidae). *Salamandra* 52:221–229.
- *Weber, L.N., L.S. Procaci, R.O.L. Salles, S.P. Silva, A.L. Corrêa and S.P. Carvalho-e-Silva. 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus moreirae*: Distribution extension. *Check List* 3:346–347. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/3.4.346>.
- Weygoldt, P., and O.L. Peixoto. 1987. *Hyla ruschii* n. sp., a new frog from the Atlantic Forest domain in the state of Espírito Santo, Brazil (Amphibia, Hylidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 22:237–247.
- *Weygoldt, P. 1989. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil frogs as indicators of environmental deteriorations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 24:249–256.
- Zank, C., F.G. Becker, M. Abadie, D. Baldo, R. Maneyro and M. Borges-Martins. 2014. Climate change and the distribution of neotropical red-bellied toads (*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): How to prioritize species and populations? *PLoS ONE* 9:e94625. DOI:10.1371/journal.pone.0094625.
- *Zina, J., F.P. de Sá, and C.P.A. Prado. 2010. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas raniceps* Cope, 1862: Distribution extension. *Check List* 6:230–231.

ADDITIONAL LITERATURE CITED

- Carnaval, A.O.Q.C., L.F. Toledo, C.F.B. Haddad and F.B. Britto. 2005. Chytrid fungus infects high-altitude stream-dwelling *Hylodes magalhaesi* (Leptodactylidae) in the Brazilian Atlantic rainforest. *Frog Log* 70:3–4.
- Coelho, A.L.N., A.C.O. Goulart, R.B. Bergamaschi and F.J. Teubner Jr. 2012. Mapeamento Geomorfológico do Estado do Espírito Santo. Nota Técnica 28. Instituto Jones dos Santos Neves and Universidade Federal do Espírito Santo, Brazil.

- Costa, P.N., S.P. Carvalho-e-Silva and A.M.P.T. Carvalho-e-Silva. 2008. Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Ischnocnema holti*: distribution extension. Check List 4:232–233. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/4.3.232>.
- Danielson, J.J. and D.B. Gesch. 2008. An enhanced global elevation model generalized from multiple higher resolution source datasets. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXVII:1857–1864.
- Google Inc. 2015. Google Earth (Version 7.1.5.1557). Available at <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6pcyQcVpy> on 10 April 2017.
- Peres, J., and J.E. Simon. 2011. Geographic distribution: *Proceratophrys paviotii*. Herpetological Review 42:108
- Valdujo, P.H., D.L. Silvano, G. Colli and M. Martins. 2012. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. South American Journal of Herpetology 7:63–78.

Capítulo 2

Riqueza de espécies e lacunas de conhecimento para a anurofauna da Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil

A ser submetido ao periódico *Herpetology Notes*, qualis B2 na área de Biodiversidade –
Capes (2016)

Riqueza de espécies e lacunas de conhecimento para a anurofauna da Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil

Emanuel Teixeira da Silva^{1,2,*}, Felipe S. F. Leite³, Renato Neves Feio⁴, Paulo C. A. Garcia^{1,2}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

² Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

³ Sagarana Lab, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, Campus Florestal, 35690-000, Florestal, Minas Gerais, Brasil.

⁴ Museu de Zoologia João Moojen, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa. Vila Gianetti, 32, CEP 36570-900, Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

* Corresponding author: etsbio03@gmail.com

Resumo. As regiões montanhosas da Mata Atlântica brasileira abrigam uma elevada riqueza de anfíbios anuros, sendo importantes centros de endemismo para esse grupo de vertebrados. Apresentamos aqui uma análise da distribuição espacial da riqueza de espécies e do esforço de coleta em uma dessas regiões, a Serra da Mantiqueira, indicando também partes da serra que representam lacunas de conhecimento sobre a anurofauna. A área de estudo foi dividida em uma grade de quadrículas de 0,2° x 0,2° e para cada quadrícula foram calculados o número total de espécies e o número de espécies endêmicas. A densidade de pontos georreferenciados associados aos registros de anuros foi utilizada como representante do esforço de coleta. Um

total de 159 quadrículas teve ao menos uma espécie registrada, e 12 quadrículas tiveram riqueza superior a 40 espécies. As quadrículas mais ricas corresponderam ao município de Santa Teresa, na porção setentrional da Mantiqueira (98 espécies) e ao Parque Nacional do Itatiaia, na porção meridional da Serra (73 espécies), que possuíram também as maiores densidades de pontos com registros de anuros. Poucas quadrículas concentraram a maior parte dos registros de espécies endêmicas (15 ou mais espécies), correspondendo às localidades com maior riqueza total. Por outro lado, a maior parte do complexo serrano exibiu um grande déficit de conhecimento sobre a anurofauna, com poucas ou nenhuma espécie associada, incluindo aí importantes unidades de conservação de proteção integral. Mais inventários são necessários, assim como a publicação dos dados obtidos, para que se alcance um melhor entendimento sobre a diversidade e prioridades de conservação para os anfíbios anuros que habitam a Serra da Mantiqueira.

Palavras-chave. Anura, Mata Atlântica, distribuição de espécies, diversidade, conservação.

Introdução

As regiões tropicais abrigam a maior parcela da biodiversidade da Terra, assim como algumas das mais ameaçadas formações naturais (Myers et al., 2000). No Brasil, um dos países megadiversos, a riqueza de espécies de vertebrados terrestres concentra-se notavelmente nos biomas florestais, a Amazônia e a Mata Atlântica (Jenkins et al., 2015). A Mata Atlântica, apesar de ser uma das florestas tropicais mais ameaçadas do planeta (Myers et al., 2000; Ribeiro et al., 2009), abriga ainda em seus fragmentos um total de 625 espécies de anfíbios anuros (Rossa-Feres et al., 2017), além de concentrar a maior parte das espécies desse grupo exclusivas do país (Jenkins et al., 2015). As regiões montanhosas da Mata Atlântica concentram a maior parte dessa riqueza, numa faixa próxima ao litoral nas regiões Sul e Sudeste (Vasconcelos et al., 2014; Rossa-Feres et al., 2017), onde localizam-se as serras do Mar e da Mantiqueira. Essas áreas são ricas em espécies de anfíbios endêmicas e endêmicas restritas (Cruz e Feio, 2007;

Garey e Provette, 2016; Silva et al., in press), porém somente a Serra da Mantiqueira teve sua riqueza total inventariada (234 espécies; Silva et al., in press, primeiro capítulo dessa tese). Para a Serra do Mar uma compilação baseada em inventários pontuais indicou 99 espécies (Campos e Lourenço-de-Moraes, 2017), o que certamente é uma subestimativa, dada a complexa topografia e os grandes blocos florestais presentes nessa região (Rossa-Feres et al., 2017).

Por outro lado, a espacialização da riqueza de espécies na escala do bioma Mata Atlântica, que é vasto em termos de latitude e longitude (Ribeiro et al., 2009), não evidencia particularidades em nível regional (e.g., locais com maior ou menor riqueza, concentração de espécies endêmicas ou com distribuições restritas). Tais informações são importantes para a definição de estratégias de conservação, como delimitação de áreas prioritárias, corredores ecológicos e áreas protegidas. Além disso, juntamente à análise da riqueza deve-se levar em conta estimativas do esforço amostral, já que dados de ocorrências insuficientes podem afetar as representações dos padrões de biodiversidade (Jenkins et al., 2015). Um alto número de espécies restritas a uma ou poucas localidades pode ser em parte consequência de diferenças na distribuição do esforço de coleta em uma mesma área geográfica (Barata et al., 2016a). Em geral, os maiores índices de riqueza são verificados em áreas protegidas, seja por inventários prévios terem levado à sua demarcação, ou a sua criação ter impulsionado os estudos sobre a biodiversidade local (Jenkins et al., 2015) em detrimento de áreas não protegidas. Ainda assim, no Brasil há também grande déficit de conhecimento sobre a biodiversidade em muitas áreas protegidas (Oliveira et al., 2017).

Os anfíbios são um dos grupos de animais mais ameaçados, com cerca de 38% das espécies em risco de extinção (Stuart et al., 2004; IUCN, 2018). Medidas de conservação para esse grupo são urgentes, em especial voltadas às regiões montanhosas (Lemes et al., 2014; Campos e Lourenço-de-Moraes, 2017), as quais no Brasil concentram a maior parte dos registros de declínios populacionais e desaparecimentos de espécies de anfíbios anuros

(Eterovick et al., 2005). Porém, o conhecimento incompleto sobre os padrões de diversidade desses animais nessas regiões é ainda um obstáculo para a definição de estratégias adequadas de conservação. Dessa forma, o presente estudo foi desenvolvido objetivando-se (1) caracterizar a distribuição espacial da riqueza de espécies de anfíbios anuros do complexo da Serra da Mantiqueira, contrastando resultados obtidos com dados de literatura somente e com aqueles obtidos com dados de coleções científicas; (2) caracterizar a distribuição da riqueza de anuros endêmicos e do esforço de coleta ao longo da Serra da Mantiqueira; e (3) indicar áreas que representem lacunas de conhecimento, possuindo potencial para realização de futuros inventários.

Material e Métodos

Área de estudo. A Serra da Mantiqueira é o maior complexo montanhoso exclusivamente encontrado no Sudeste do Brasil, com altitudes máximas entre 2800 e 2900 m (Gatto et al., 1983). Encontra-se dividida em duas regiões: o setor meridional, localizado entre os estados de São Paulo (SP), Minas Gerais (MG) e Rio de Janeiro (RJ), e o setor setentrional, localizado entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo (ES), separados pela Depressão do rio Paraíba do Sul (Figura 1). Nesse estudo consideramos a área da Mantiqueira conforme caracterizada e delimitada por Silva et al. (*in press*), ao qual o leitor deve recorrer para maiores detalhes.

Coleta e análise dos dados. Utilizamos um abrangente banco de dados como fonte dos registros pontuais de cada espécie, que contém registros verificados entre novembro de 2014 e maio de 2016 em 10 coleções científicas, e registros compilados entre março de 2015 e janeiro de 2017 na literatura (219 publicações; Silva et al., *in press*). Com o aplicativo DIVA-GIS 7.5 (Hijmans et al., 2001; <http://www.diva-gis.org/documentation>) criamos uma grade de 0,2° x 0,2° sobreposta ao polígono da Serra da Mantiqueira, com a qual estimamos a riqueza de

espécies total e a riqueza de espécies endêmicas para cada quadrícula da grade. A riqueza total foi estimada primeiro com os dados de literatura e depois com os dados de coleções complementados com registros obtidos exclusivamente na literatura (descritos em Silva et al., *in press*). Como referência espacial para a localização da grade utilizamos as coordenadas dos extremos oriental e setentrional do polígono da Mantiqueira (19° 12' 37" S; 40° 29' 35" W).

Consideramos a densidade de pontos georreferenciados associados pelo menos a uma espécie de anuro como representante do esforço de coleta empregado ao longo da Serra da Mantiqueira. Para o mapeamento dessa variável foi realizada uma análise de densidade de pontos com o programa ArcGIS 10.4, utilizando o método do “vizinho circular” (*circular neighborhood*). O mapa produzido apresenta a magnitude de localidades pontuais que ocorreram dentro de um raio de 0,2 graus em torno de cada ponto considerado, permitindo assim identificar as regiões melhor amostradas e as áreas com esforço incipiente. Abordagem semelhante foi utilizada por Rossa-Feres et al. (2011) e Vasconcelos & Nascimento (2014). Os polígonos das unidades de conservação de proteção integral (UCs PI) representadas nos mapas foram obtidos na base de dados do Ministério do Meio Ambiente (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>), e consistiram de UCs federais, estaduais e municipais implementadas até fevereiro de 2017.

Resultados

A Serra da Mantiqueira possui a mais alta riqueza de espécies de anfíbios anuros já contabilizada para um sistema montanhoso extra andino na América do Sul (234 espécies; Silva et al., *in press*). Entretanto, essa riqueza não se encontra igualmente distribuída (Figura 2). A partir da literatura foi obtido um mapa com 102 quadrículas tendo ao menos uma espécie, das quais somente 12 tiveram riqueza superior a 20 espécies (Figura 2A). Muitas dessas 12 quadrículas coincidiram com localidades que possuem inventários publicados, com destaque

para o município de Santa Teresa (ES) (95 espécies; Röoder et al., 2007; Almeida et al., 2011; Ferreira et al., 2015); a Serra do Brigadeiro (MG) (57 espécies; Moura et al., 2012); a Reserva Biológica de Duas Bocas (ES) (50 espécies; Tonini et al., 2010); e o Parque Estadual do Ibitipoca (MG) (41 espécies; Cruz et al., 2009).

Ao incluir dados de coleções obtivemos um total de 159 quadrículas com ao menos um único registro de anuro (Figura 2B). Quarenta e uma quadrículas tiveram acima de 20 espécies, e somente 12 quadrículas tiveram mais de 40 espécies registradas. A região do município de Santa Teresa se destacou com 96 espécies (Figura 2), seguida do Parque Nacional do Itatiaia (MG/RJ) e sua zona de amortecimento, com 73 espécies, e do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (MG) e seu entorno, com 61 espécies. Devido à extensão territorial dessas duas UCs elas ocuparam mais de uma quadrícula na grade (Figura 2), impedindo que as suas riquezas fossem representadas em uma única quadrícula, como no caso de Santa Teresa.

Além dessas três localidades, algumas outras também tiveram riqueza considerável (de 41 a 50 espécies). No setor Meridional da Mantiqueira se destacaram: o município de Juiz de Fora (MG) (48 espécies); a região do Pico dos Marins, na divisa entre MG e SP (43 espécies); e a região da Serra Negra (MG) (42 espécies). Já no setor Setentrional da Mantiqueira se destacaram a região de Divino e Pedra Dourada (MG) (43 espécies); o corredor ecológico entre os Parques Estaduais da Pedra Azul e do Forno Grande (ES) (43 espécies); o Parque Nacional do Caparaó e sua área de amortecimento, entre MG e ES (42 espécies); e a região do Alto Rio Caratinga (MG) (42 espécies). Noventa e uma quadrículas da grade tiveram registros de ao menos uma única espécie de anuro endêmica da Mantiqueira (Figura 3A). Poucas quadrículas concentraram a maior parte dos registros de espécies endêmicas (15 ou mais espécies), e essas corresponderam às localidades com maior riqueza total (Santa Teresa e Itatiaia; Figura 2B).

O esforço de coleta não foi regularmente distribuído ao longo da Serra da Mantiqueira, como indicado pela concentração de pontos georreferenciados em poucas áreas (Figura 3B).

Em geral, as regiões com densidade média a alta de registros coincidiram com as localidades com riqueza superior a 20 espécies (Figura 3B). Novamente a região de Santa Teresa se destacou, com 71 pontos georreferenciados contendo ao menos um registro de anuro, sendo a mais alta densidade de pontos amostrais da área de estudo. Outras localidades com grandes adensamentos de registros foram o Parque Nacional do Itatiaia, na Mantiqueira Meridional, e a região do Alto Rio Caratinga, na Mantiqueira Setentrional (Figura 3B).

Discussão

A Serra da Mantiqueira está localizada na região do Brasil mais bem amostrada para anfíbios, o Sudeste (Toledo e Batista 2012), de forma que não é surpreendente a ocorrência de localidades com ao menos um registro de anuro em quase toda a área de estudo. Entretanto, poucas localidades concentram elevadas riqueza total e de espécies endêmicas, notavelmente congruentes com as regiões mais bem amostradas e também com UCs de proteção integral. Leite (2012) obteve resultados semelhantes para a Serra do Espinhaço, salientando as diferenças entre análises de riqueza baseadas em registros de literatura apenas (e.g. Leite et al., 2008) e análises com dados obtidos pelo exame do acervo de coleções científicas. De fato, nós encontramos uma discrepância entre os resultados obtidos com dados de literatura somente e com dados de coleções complementados com a literatura (Figura 2). Nossa análise indica que informações valiosas sobre as composições de espécies de anuros em vários pontos da Mantiqueira estão “guardadas” em coleções, uma vez que poucas localidades possuem inventários publicados (e.g. Ribeiro et al., 2005; Röoder et al., 2007; Cruz et al., 2009; Moura et al., 2012; Silva-Soares e Scherrer 2013). Isso reforça a importância das coleções científicas como fontes de dados para análises biogeográficas e macroecológicas (Vasconcelos e Nascimento 2014; Ferro e Flick 2015). Por outro lado, algumas das localidades no mapa de riqueza com dados de coleções (Figura 3) estão com seus inventários em fase de preparação (e.g., RPPN Mata do Sossego, município de Simonésia, Minas Gerais – P. S. Santos, com. pes.;

Fazenda Floresta, município de Pedra Dourada, Minas Gerais – C. P. Neves, com. pes.), o que contribuirá para diminuir as lacunas de conhecimento na literatura.

Em geral, as regiões com maiores concentrações de registros de anuros coincidiram com: (1) UCs de proteção integral (PI) e suas zonas de amortecimento; (2) regiões que concentram localidades-tipo de espécies de anuros; e (3) locais com registros de espécies desaparecidas (*sensu* Silva et al., *in press*). As duas localidades mais ricas em espécies, o município de Santa Teresa (ES) e o Parque Nacional do Itatiaia (MG/RJ) se enquadram em todos esses casos. Essas localidades se encontram em regiões mais úmidas que a maior parte da Mantiqueira, onde predomina um clima com sazonalidade mais bem marcada na precipitação (Alvares et al., 2014). Ambientes com altos índices de umidade podem suportar maior variedade de modos reprodutivos, permitindo assim maior diversidade de anuros (Haddad & Prado 2005; Silva et al., 2012). No caso do Itatiaia, outro fator a se considerar é o acentuado gradiente altitudinal (de 600 a 2787 m; Gatto et al., 1983; Costa et al., 2015) que promove marcante variação na estrutura e composição das comunidades vegetais, de densas florestas montanas a campos de altitude (Costa et al., 2015). Se um amplo gradiente altitudinal é um fator importante para a promoção de uma elevada riqueza de anfíbios anuros, então podemos esperar um incremento na riqueza de espécies do Parque Nacional do Caparaó com amostragens futuras, já que essa área possui altitudes entre 997 e 2891 m (Forster & Souza 2013; IBGE 2016). O papel dos gradientes altitudinais para a estruturação de comunidades de anuros nas serras do Sudeste do Brasil ainda precisa ser devidamente investigado.

A riqueza de espécies de anfíbios anuros de município de Santa Teresa já foi reportada como a maior entre as localidades amostradas na Mata Atlântica brasileira (Röoder et al., 2007; Almeida et al., 2011). Röoder et al. (2007) indicaram a ocorrência de 102 espécies, número contestado por Almeida et al. (2011), que indicaram 92 espécies para o município. Nós obtivemos registros de 96 espécies para Santa Teresa em coleções científicas. Duas outras

espécies, a rã *Chiasmocleis schubarti* e a perereca *Phyllodytes kautskyi*, foram recentemente reportadas (Simon e Peres 2012; Ferreira et al., 2015), porém sem exemplares-testemunho nas coleções quando de nossa coleta de dados. Assim, adicionando essas duas espécies, indicamos 98 espécies de anuros com registros em Santa Teresa; a maior riqueza de espécies de anuros já reportada na Mata Atlântica, embora algumas espécies estejam desaparecidas (e.g., *Cycloramphus fuliginosus* e *Hylodes babax*; Almeida et al., 2011).

Uma característica interessante da assembleia de anuros de Santa Teresa é a ocorrência de espécies típicas de baixas altitudes (<500m) (e.g., *Allobates olfersioides*, *C. schubarti*, *C. capixaba*, *Dendropsophus bipunctatus*, *Ololygon argyreornata*, *Scinax cuspidatus*) e espécies cujos registros se concentram em áreas de altitudes mais elevadas (>800m) ao longo da Mantiqueira (e.g., *Aplastodiscus cavicola*, *Bokermannohyla caramaschii*, *Dendropsophus microps*, *D. ruschii*, *Zachaenus carvalhoi*). A maior parte dos pontos amostrados em Santa Teresa estão entre 500 e 950 m (E. T. Silva, obs. pes.), altitudes medianas considerando o perfil altimétrico da Mantiqueira Setentrional (médias entre 700 e 1100 m; Gatto et al., 1983). Ao menos parte desses pontos deve localizar-se em áreas de contato entre as distribuições das espécies típicas “de baixada” e das espécies típicas de ambientes mais elevados. Entretanto, é importante salientar mais uma vez o alto esforço de coleta empregado em Santa Teresa em comparação com as demais localidades em nossa área de estudo. Isso indica que futuros estudos em outras localidades com condições climáticas e perfis altimétricos semelhantes a Santa Teresa poderão detectar riquezas de anuros comparáveis, desde que empreguem diferentes métodos de amostragem em um período apropriado de monitoramento.

É importante ressaltar que algumas quadrículas com elevadas riqueza total (acima de 40 espécies) e de anuros endêmicos da Mantiqueira (acima de seis espécies endêmicas) corresponderam a regiões com ausência de UCs de proteção integral (UCs PI). É o caso da Serra Negra, na Mantiqueira Meridional, e da região de Divino e Pedra Dourada, na

Mantiqueira Setentrional (Figuras 2B e 3A). A criação de UCs nessas regiões deveria ser priorizada, uma vez que abrigam espécies endêmicas restritas a apenas uma ou duas localidades em toda a área de estudo: *Boana cambui* e *Physalaemus rupestris* na Serra Negra (Oliveira et al., 2009; Pinheiro et al., 2016); *Proceratophrys* sp. do grupo de *P. appendiculata* em Divino (espécie em processo de descrição; D. J. Santana, com. pes.); e *Phasmahyla* aff. *cochranae* em Pedra Dourada (espécie também em processo de descrição; C. P. Neves e R. N. Feio, com. pes.). Entretanto, os custos socioeconômicos para a criação de UCs PI muitas vezes inviabilizam essa estratégia (Barata et al., 2016b). Além disso, as regiões citadas já se localizam nas proximidades de outras UCs PI (Figura 2). Dessa forma, a criação de reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs), as quais são muitas vezes direcionadas à proteção de espécies selecionadas (Crouzeilles et al., 2013; Barata et al., 2016b) pode ser uma alternativa mais viável para essas regiões.

Contrastando com as poucas localidades bem inventariadas, observamos que a maior parte da Serra da Mantiqueira permanece pouco amostrada. Várias lacunas de amostragem (i.e., regiões com baixa riqueza de espécies ou com nenhum registro de anuro) são prontamente identificadas (Figuras 2 e 3). Por exemplo, no Planalto de Poços de Caldas o esforço de amostragem se concentrou na porção mais ocidental, onde se localiza a cidade de Poços de Caldas. Nos extremos leste e sul do planalto nenhum registro de anfíbio anuro foi encontrado (Figuras 2B e 3B). Isso exemplifica um outro fator que influencia nas análises espaciais de riqueza de espécies: a proximidade com centros urbanos, onde se localizam os centros de pesquisa (Leite et al., 2008; Jenkins et al., 2015). Seguindo esse raciocínio, não seria esperado que o extremo meridional da Mantiqueira aparecesse com baixa densidade de pontos de amostragem (Figura 3B), já que se localiza nas proximidades das regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas. De fato, outros estudos apontaram que o extremo meridional da Mantiqueira compõe uma das regiões mais bem amostradas para anfíbios anuros no estado de São Paulo

(Rossa-Feres et al., 2011) e na Mata Atlântica (Vasconcelos e Nascimento 2014). As diferenças observadas entre o nosso estudo e os de Rossa-Feres et al. (2011) e Vasconcelos e Nascimento (2014) provavelmente são devido às naturezas diversas das bases de dados utilizadas; esses autores trabalharam somente com informações obtidas em bases de dados digitalizadas (GBIF e SpeciesLink), as quais contém registros de outras coleções não consultadas no presente estudo.

Apesar de a maioria das lacunas coincidir com localidades não cobertas por UCs, e, portanto, onde a maior parte da cobertura vegetal nativa cedeu lugar a paisagens agrícolas e urbanas, algumas UCs permanecem pouco amostradas. Tal fato chama a atenção, pois a Mata Atlântica da região Sudeste do Brasil concentra a maior parte das UCs com biodiversidade mais bem amostrada do país (Oliveira et al., 2017). Devido à insuficiência ou à total falta de amostragens, algumas regiões podem aparentar ser menos diversas do que realmente devem ser, particularmente no tocante às espécies com distribuições restritas (Jenkins et al., 2015). Entre as UCs pouco amostradas aqui identificadas podemos citar o Parque Estadual de Sete Salões (PESS), na Mantiqueira Setentrional (Figura 2A). Uma rápida amostragem nesse parque em 2014 revelou uma espécie inédita de *Bokermannohyla* (*B. aff. nannuzae* em Silva et al., *in press*) que se encontra em processo de descrição (F. Leal & F.S.F. Leite, com. pes.). Amostragens futuras no PESS e em outras UCs ainda pouco pesquisadas devem ser priorizadas (Oliveira et al., 2017), pois possivelmente essas áreas abrigam outras espécies ainda não descritas e também populações desconhecidas de espécies-alvo de ações de conservação, como as deficientes em dados, quase ameaçadas e ameaçadas de extinção. Essas últimas perfazem uma porcentagem significativa da anurofauna da Mantiqueira – 27% de acordo com IUCN (2016) e 19.6% de acordo com MMA (2014) e ICMBio (2018) (Silva et al., *in press*).

No presente estudo nós mostramos que a riqueza de espécies de anfíbios anuros não se distribui de forma homogênea longo da Serra da Mantiqueira, sendo que poucas localidades

concentraram elevada riqueza total e riqueza de espécies endêmicas, de forma semelhante a outras regiões montanhosas neotropicais (e.g., Leite 2012; Swenson et al. 2012). Essas localidades em geral coincidiram com as regiões que possuem maior densidade de pontos associados a registros de anurofauna. Embora seja clara a relação entre a riqueza conhecida e o esforço de coleta, não se pode descartar a influência de processos biogeográficos e da ação humana, através da perda e fragmentação dos habitats naturais, sobre os padrões revelados. Também mostramos que a maior parte do complexo serrano possui um grande déficit de conhecimento sobre a anurofauna, incluindo aí importantes unidades de conservação de proteção integral. Mais inventários são necessários, assim como a publicação dos dados obtidos, para se alcançar um melhor entendimento sobre a diversidade e demandas de conservação para os anfíbios anuros que habitam a Serra da Mantiqueira.

Referências

- Almeida, A.P., Gasparini, J.L., Peloso, P.L.V. (2011): Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil - The need for looking at the “coldspots”. *Checklist* **7**: 542–560.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. (2014): Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**: 711–728.
- Barata, I.M., Correia, C.M., Ferreira, G.B. (2016a): Amphibian species composition and priorities for regional conservation at the Espinhaço Mosaic, Southeastern Brazil. *Herpetological Conservation and Biology* **11**: 293–303.
- Barata, I.M., Uhlig, V.M., Silva, G.H., Ferreira, G.B. (2016b): Downscaling the Gap: Protected Areas, Scientific Knowledge and the Conservation of Amphibian Species in Minas Gerais, Southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* **11**: 34–45.
- Campos, F.S., Lourenço-de-Moraes, R. (2017): Anurans from the mountain chain Serra do Mar: a critical area for amphibian conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *Herpetology Notes* **10**: 547–560.
- Costa, D.P., Santos, N.D., Rezende, M.A., Buck, W.R., Schäfer-Verwimp, A. (2015): Bryoflora of the Itatiaia National Park along an elevation gradient: diversity and conservation. *Biodiversity Conservation* **24**: 2199–2212.

- Crouzeilles, R., Vale, M.M., Cerqueira, R., Grelle, C.E.V. (2013): Increasing strict protection through protected areas on Brazilian private lands. *Environmental Conservation* **40**: 209–210.
- Cruz, C.A.G., Feio, R.N. (2007): Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. In: *Herpetologia no Brasil II*, p. 117–126. Nascimento, L.B., Oliveira, M.E., Eds., Belo Horizonte, Brazil, Sociedade Brasileira de Herpetologia.
- Cruz, C.A.G., Feio, R.N., Caramaschi, U. (2009): *Anfíbios do Ibitipoca*. Belo Horizonte, Brazil, Bicho do Mato Editora.
- Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges-Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V., Sazima, I. (2005): Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* **37**: 166–179.
- Ferreira, R.B., Faivovich, J., Beard, K.H., Pombal, J.P.Jr. (2015): The First Bromeligenous Species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil’s Atlantic Forest. *PLoS One* **10**: e0142893.
- Ferro, M.L., Flick, A.J. (2015): “Collection Bias” and the Importance of Natural History Collections in Species Habitat Modeling: A Case Study Using *Thoracophorus costalis* Erichson (Coleoptera: Staphylinidae: Osoriinae), with a Critique of GBIF.org. *The Coleopterists Bulletin* **69**: 415–425.
- Forster, W., Souza, V.C. (2013): Laeliinae (Orchidaceae) do Parque Nacional do Caparaó, Estados do Espírito Santo e Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea* **40**: 701–726.
- Garey, M.V., Provete, D.B. (2016): Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of Southern and Southeastern Brazil. *Oecologia Australis* **20**: 94–108.
- Gatto, L.C., Ramos, V.L.S., Nunes, B.T.A., Mamede, L., Goés, M.H.B., Mauro, C.A., Alvarenga, S.M., Franco, E.M.S., Quirico, A.F., Neves, L.B. (1983): Geomorfologia. In: *Folhas SF.23/24, Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de Recursos Naturais, volume 32*, p. 305–367. Brasil, Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral, Rio de Janeiro, Brazil, Projeto RADAMBRASIL.
- Haddad, C.F.B., Prado, C.P.A. (2005): Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* **55**: 207-217.
- Hijmans, R.J., Guarino, L., Cruz, M., Rojas, E. (2001): Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant Genetics Resources Newsletter* **127**: 1257 – 1159

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2016): Anuário Estatístico do Brasil - AEB 2016, Volume 76. Available at: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=720>. Accessed on 15 December 2017.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2018): Lista de Espécies Quase Ameaçadas e Com Dados Insuficientes. Available at: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies-dados-insuficientes>. Accessed on 25 May 2015.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (2016): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Available at: <http://www.iucnredlist.org/search>. Accessed on 03 June 2016.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (2018): Amphibians on the IUCN Red List. Available at: <http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians/analysis/red-list-status>. Accessed on 04 May 2018.
- Jenkins, C.N., Alves, M.A.S., Uezu, A., Vale, M.M. (2015): Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLoS One* **10**: e0145064.
- Leite, F.S.F. (2012): Taxonomia, biogeografia e conservação dos anfíbios da Serra do Espinhaço. Unpublished Ph.D. Thesis, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- Leite, F.S.F., Juncá, F.A., Eterovick, P.C. (2008): Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Serra do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade* **4**: 158–176.
- Lemes, P., Melo, A.S., Loyola, R.D. (2014): Climate changes threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* **23**: 357–368.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2014): Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014 - Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União, Seção 1*, **245**: 121–126. Available at: <http://www.icmbio.gov.br/portal/especies-ameacadas-destaque>. Accessed on 03 October 2015.
- Moura, M.R., Motta, A.P., Fernandes, V.D., Feio, R.N. (2012): Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* **12**: 209–235.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853–858.

- Oliveira, E.F., Tolledo, J., Feio, R.N. (2009): Amphibia, Anura, *Physalaemus rupestris* Caramaschi, Carcerelli and Feio, 1991: Distribution extension and geographic distribution map. Check List **5**: 815–818.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B.S., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., Carvalho, C.J.B., Silva, D.P., Rezende, D.T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.N., Barbosa, J.P.P.P., Stehmann, J.R., Ascher, J.S., Vasconcelos, M.F., De Marco, P., Löwenberg-Neto, P., Ferro, V.G., Santos, A.J. (2017): Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Scientific Reports **7**: 9141.
- Pinheiro, P.D.P., Pezzuti, T.L., Leite, F.S.F., Garcia, P.C.A., Haddad, C.F.B., Faivovich, J. (2016): A New Species of the *Hypsiboas pulchellus* Group from the Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil (Amphibia: Anura: Hylidae). Herpetologica **72**: 256–270.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. (2009): The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation **142**: 1141–1153.
- Ribeiro, R.S., Egito, G.T.B.T., Haddad, C.F.B. (2005): Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. Biota Neotropica **5**:1–15.
- Rossa-Feres, D.C., Sawaya, R.J., Faivovich, J., Giovanelli, J.G.R., Brasileiro, C.A., Schiesari, L., Alexandrino, J. & Haddad, C.F.B. Amphibians of São Paulo State, Brazil: state-of-art and perspectives. Biota Neotropica **11**: 000–000. Available at: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0041101a2011>. Accessed on 25 August 2017.
- Rossa-Feres, D.C., Garey, M.V., Caramaschi, U., Napoli, M.F., Nomura, F., Bispo, A.A., Brasileiro, C.A., Thomé, M.T.C., Sawaya, R.J., Conte, C.E., Cruz, C.A.G., Nascimento, L.B., Gasparini, J.L., Almeida, A.P., Haddad, C.F.B. (2017): Anfíbios da Mata Atlântica: lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. In: Revisões em Zoologia: Mata Atlântica, p. 237–314. Monteiro-Filho, E.L.A., Conte, C.E., Eds., Curitiba, Brazil, Editora UFPR.
- Silva, E.T., Peixoto, M.A.A., Leite, F.S.F., Feio, R.N., Garcia, P.C.A. (*in press*): Anuran richness and distribution in a highly diverse region of the Atlantic Forest: The Mantiqueira Mountain Range in southeastern Brazil. Herpetologica.
- Silva, F.R., Almeida-Neto, M., Prado, V.H.M., Haddad, C.F.B., Rossa-Feres, D.C. (2012): Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. Journal of Biogeography **39**: 1720-1732.

- Silva-Soares, T., Scherrer, P.V. (2013): Amphibians of Parque Estadual do Forno Grande, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil: Species composition and conservation. *North-Western Journal of Zoology* **9**: 113-120.
- Simon, J.E., Peres, J. (2012): Revisão da distribuição geográfica de *Phyllodytes kautskyi* Peixoto & Cruz, 1988 (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Nova Série* **29**: 17–30.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L, Fischman, D.L., Waller, R.W. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* **306**: 1783–1786.
- Swenson, J.J., Young, B.Y., Beck, S., Comer, P., Córdova, J.H., Dyson, J., Embert, D., Encarnación, F., Ferreira, W., Franke, I., Grossman, D., Hernandez, P., Herzog, S.K., Josse, C., Navarro, G., Pacheco, V., Stein, B.A., Timaná, M., Tovar, A., Tovar, C., Vargas, J., Zambrana-Torrel, C.M. (2012): Plant and animal endemism in the eastern Andean slope: challenges to conservation. *BMC Ecology* **12**: 1–18.
- Toledo, L.F., Batista, R.F. (2012): Integrative Study of Brazilian Anurans: Geographic Distribution, Size, Environment, Taxonomy, and Conservation. *Biotropica* **44**: 785-792.
- Tonini, J.F.R., Carão, L.M., Pinto, I.S., Gasparini, J.L., Leite, Y.L.R., Costa, L.P. (2010): Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* **10**: 339–351.
- Vasconcelos, T.S., Nascimento, B.T.M. (2014): The utility of open-access biodiversity information in representing anurans in the Brazilian Atlantic Forest and Cerrado. *Phyllomedusa* **13**: 51–58.
- Vasconcelos, T.S., Prado, V.H.M., Silva, F.R., Haddad, C.F.B. (2014): Biogeographic Distribution Patterns and Their Correlates in the Diverse Frog Fauna of the Atlantic Forest Hotspot. *PLoS One* **9**: e104130.

Legendas das figuras.

Figura 1. Limites da Serra da Mantiqueira considerados nesse estudo (contorno preto), tais como definidos em Silva et al. (*in press*). No canto superior esquerdo encontram-se representados os estados do Sudeste do Brasil (ES: Espírito Santo; MG: Minas Gerais; RJ: Rio de Janeiro; SP: São Paulo).

Figura 2. Riqueza de espécies de anfíbios anuros por unidade de área (quadrículas de 0,2° por 0,2°) distribuída ao longo da Serra da Mantiqueira, obtida por meio de registros de literatura (A) e exame de coleções científicas mais literatura (B). Localidades destacadas em (A): 1- Parque Estadual do Ibitipoca; 2- Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; 3- Reserva Biológica de Duas Bocas; 4- município de Santa Teresa; 5- Parque Nacional do Caparaó; 6- Parque Estadual de Sete Salões. Localidades destacadas em (B): 1- região do Pico dos Marins; 2- Parque Nacional do Itatiaia; 3- Serra Negra; 4- município de Juiz de Fora; 5- região de Divino/Pedra Dourada; 6- Alto Rio Caratinga; 7- Corredor ecológico Pedra azul-Forno Grande. Estados brasileiros: ES- Espírito santo; MG- Minas Gerais; RJ- Rio de Janeiro; SP- São Paulo.

Figura 3. Distribuição da riqueza de espécies endêmicas de anuros (A) e do esforço de amostragem (B), representado pela densidade de pontos georreferenciados com ao menos um único registro de anuro (obtida com um raio de 0,2° em torno de cada ponto), ao longo da Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. Estados brasileiros apresentados como na Figura 1.

Figura 1.

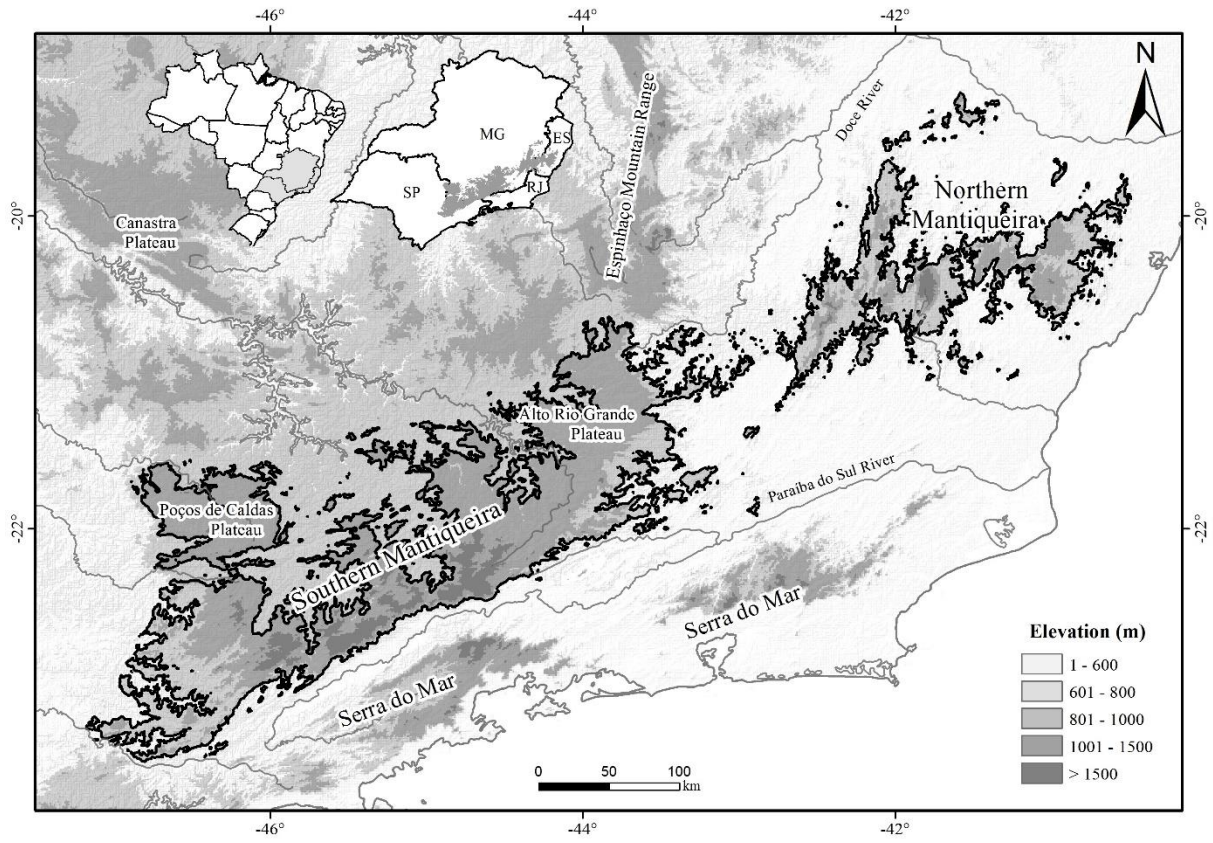


Figura 2.

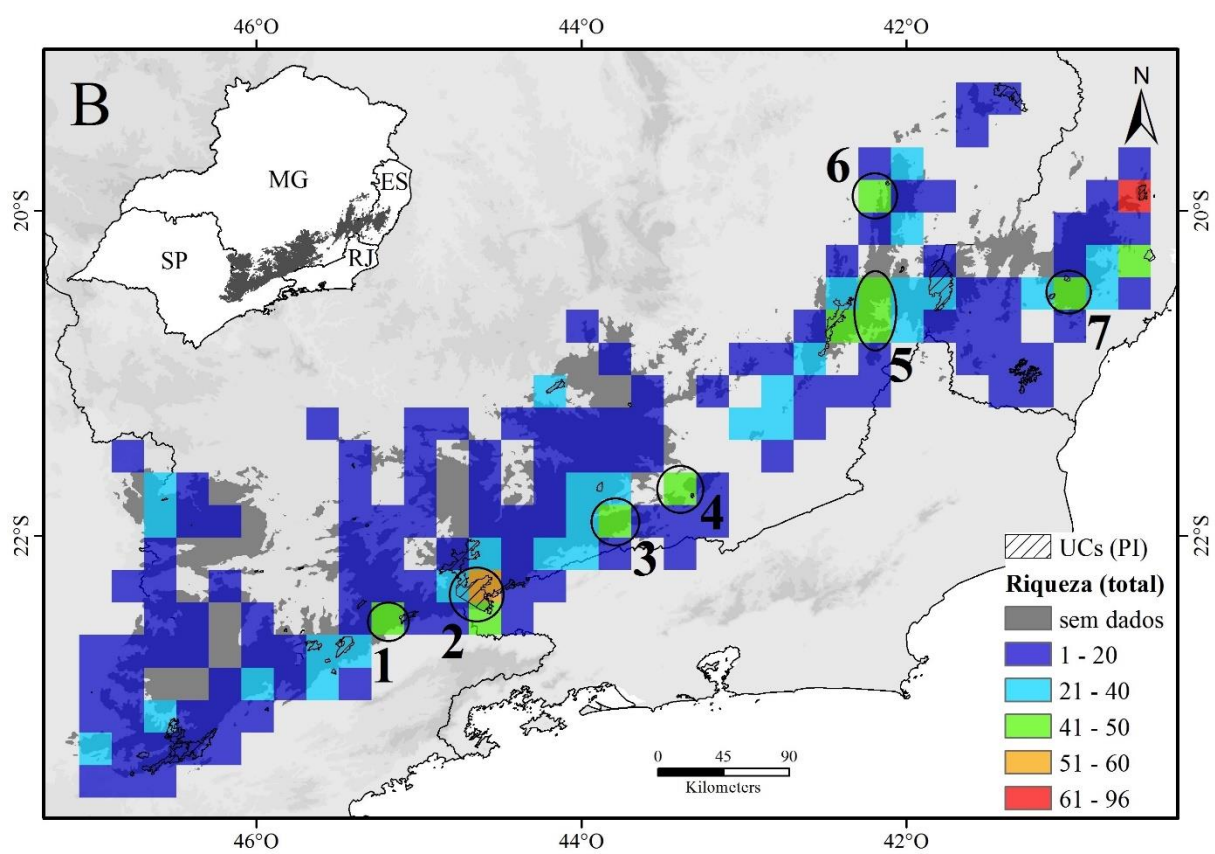
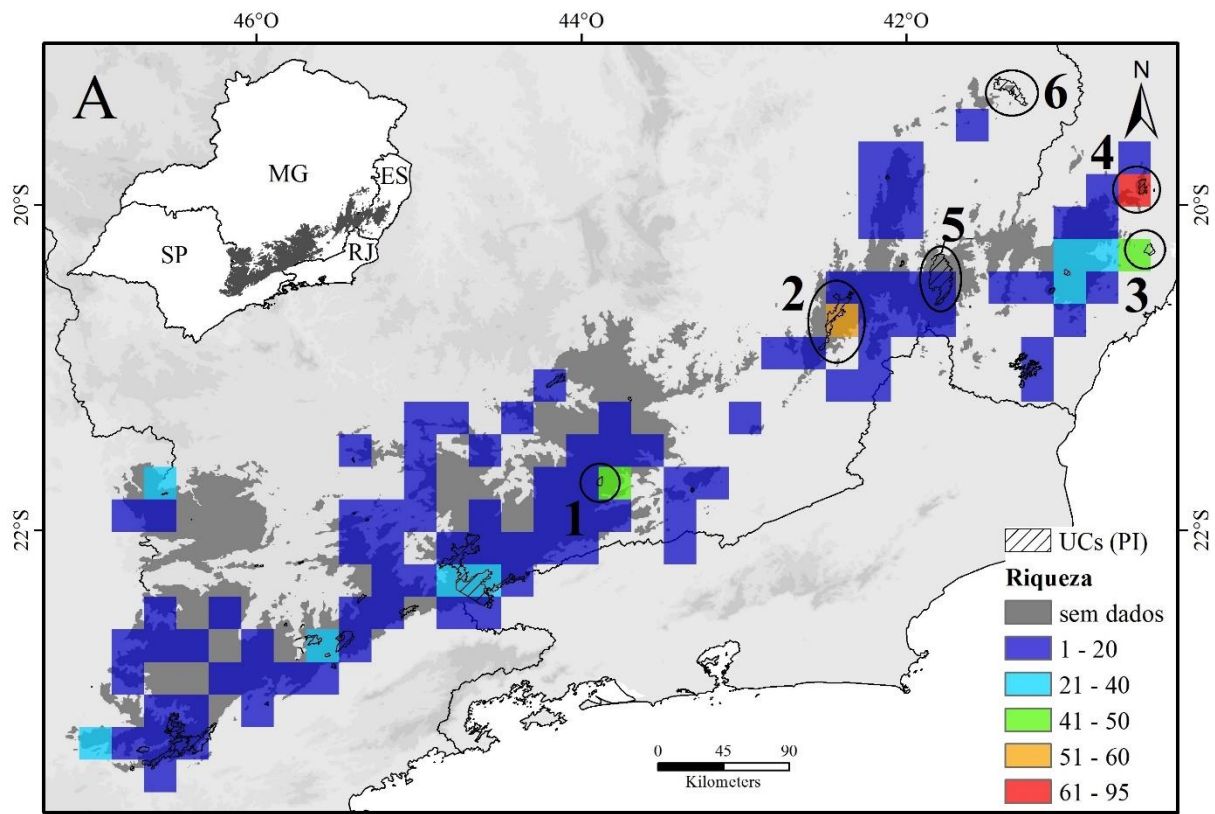
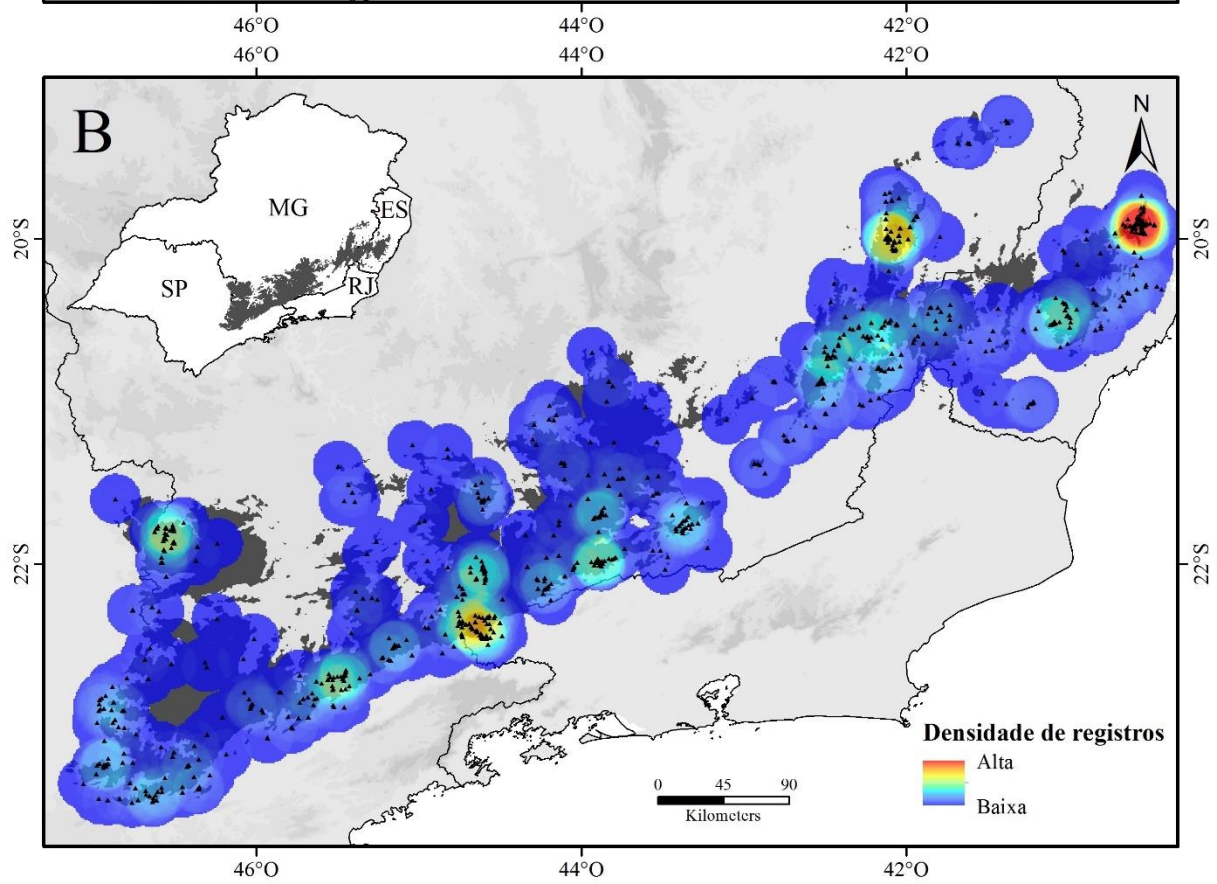
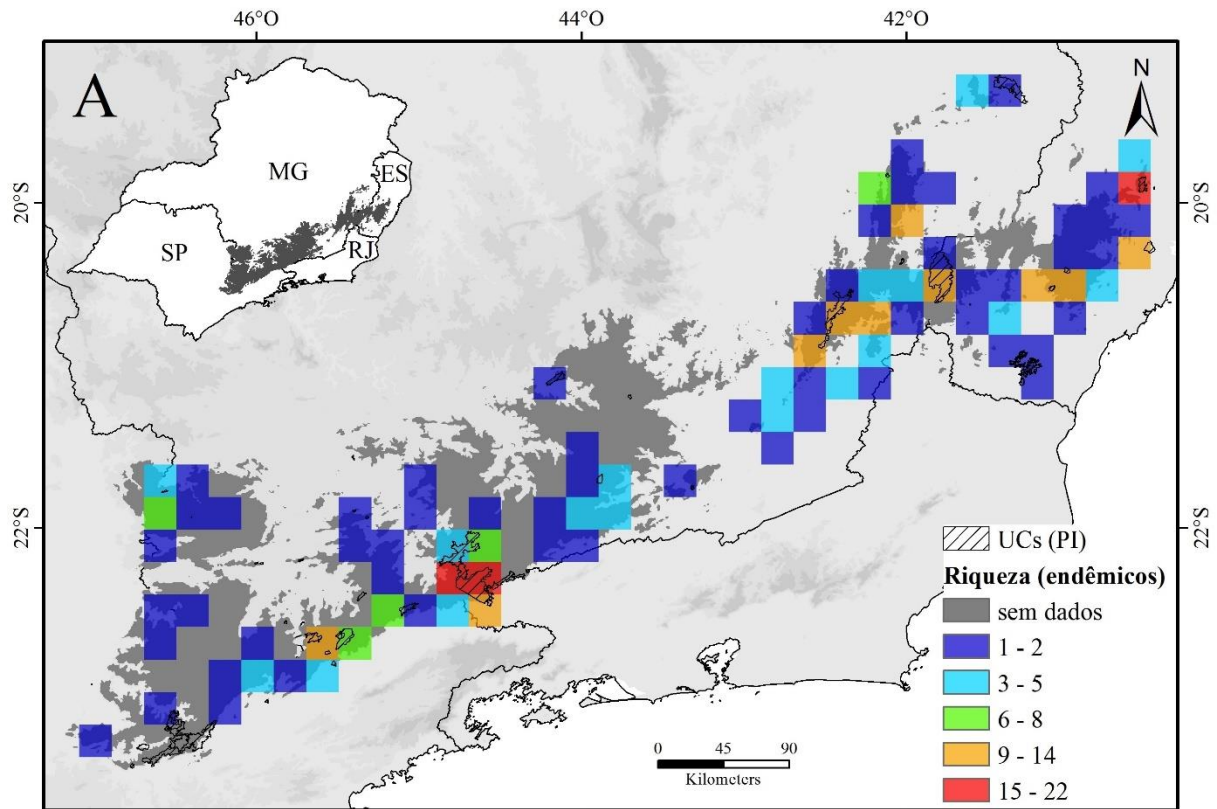


Figura 3.



Capítulo 3

Lacunas na conservação de anuros em regiões montanhosas na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil, com ênfase na Serra da Mantiqueira

(Periódico de submissão não definido)

**Lacunas na conservação de anuros em regiões montanhosas na Mata Atlântica do
Sudeste do Brasil, com ênfase na Serra da Mantiqueira**

Emanuel Teixeira da Silva^{1,2}, Felipe S. F. Leite³, Paulo C. A. Garcia^{1,2}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

² Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

³ Sagarana Lab, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, Campus Florestal, 35690-000, Florestal, Minas Gerais, Brasil.

Resumo

Neste estudo avaliamos a adequação do sistema brasileiro de unidades de conservação (UCs) para proteger 90 espécies de anfíbios anuros com ocorrência na Serra da Mantiqueira, sendo 79 espécies endêmicas e as demais com registros em outras cadeias montanhosas da Mata Atlântica no Sudeste do Brasil (Serra do Mar e Quadrilátero Ferrífero). Estimamos a área da distribuição geográfica de cada espécie e as sobreposamos ao mapa do sistema de UCs para determinar a porcentagem protegida. Para espécies com até cinco registros pontuais nós produzimos modelos de distribuição de espécies. Para espécies com três ou quatro registros construímos o mínimo polígono convexo (MCP), e para aquelas com um ou dois registros, utilizamos círculos com 10 km de raio (*buffer*) como estimativas das áreas de distribuição. Para espécies com área ≤ 100 km², estabelecemos a meta de que 100% da distribuição deveriam estar protegidos (meta de

representação); para espécies com distribuição $\geq 25.000 \text{ km}^2$ essa meta foi de 10%. Para espécies com áreas intermediárias, as metas foram obtidas por interpolação logarítmica, com a área de distribuição como variável preditora. Espécies “não protegidas” (NP) alcançaram menos de 20% das suas metas de conservação; as “parcialmente protegidas” (PP), entre 20% e 90%; e as “satisfatoriamente protegidas” (SP) alcançaram mais de 90% das suas metas. Somente seis espécies foram consideradas SP; 38 espécies foram classificadas como PP, e 46 espécies como NP. Sessenta e oito espécies atingiram menos de 50% de suas metas de representação, e 30 espécies não alcançaram sequer 10% de suas metas. O atual sistema de UCs falhou em proteger a maior parte das espécies avaliadas, indicando um quadro alarmante para a conservação de anfíbios nas serras do Sudeste do Brasil. Estratégias como recuperação ambiental, criação de corredores ecológicos e reservas particulares devem ser postas em prática para minimizar o déficit de proteção aqui indicado, contribuindo assim para diminuir o risco de extinção das espécies analisadas.

Palavras-chave. Anura, áreas protegidas, Metas de representação, perda de *habitat*, modelagem de distribuição de espécies.

Introdução

O estabelecimento e manutenção de áreas protegidas (APs) tem sido a principal estratégia para a proteção da biodiversidade, e principalmente das espécies ameaçadas de extinção (Margules e Pressey, 2000; Watson et al. 2014). Cerca de 14,8% da superfície emersa da Terra estão sob alguma forma de proteção formal (UNEP-WCMC e IUCN 2016); todavia, a Convenção sobre a Diversidade Biológica, através da Meta Aichi nº 11, propõe que até 2020 essa porcentagem chegue a 17% (CBD 2018). Por outro lado, diversos estudos em escalas regionais revelaram que a cobertura da biodiversidade pelas APs é atualmente inadequada (Rodrigues et al. 2004b e referências); como exemplo, 85% dos vertebrados terrestres

ameaçados de extinção não se encontram satisfatoriamente representados pela rede global de APs (Venter et al. 2014). Uma das razões é que em geral a criação de APs é direcionada a regiões remotas e/ou com baixo potencial para exploração comercial (Margules e Pressey, 2000; Venter et al. 2014), entre elas as áreas montanhosas. No Brasil, um dos países megadiversos (Myers et al. 2000; Jenkins et al. 2015), o conhecimento sobre a biodiversidade protegida é escasso, o que coloca em cheque a efetividade do sistema de APs para representar adequadamente essa biodiversidade (Oliveira et al. 2017).

Para que a expansão necessária da rede global de APs se traduza no aumento da efetividade do sistema, diversos critérios devem ser levados em conta além da localização das áreas pretendidas, utilizando bases de dados robustas, num procedimento denominado planejamento sistemático de conservação (Margules e Pressey, 2000). Uma ferramenta que tem sido utilizada nesse planejamento é a análise de lacunas, que visa verificar se espécies ou ecossistemas estão protegidos de maneira adequada pela rede de APs, definindo metas de representação da biodiversidade e identificando as falhas de proteção (Scott et al. 1993; Jennings, 2000). O termo “representação” refere-se à porcentagem da área da distribuição de uma espécie inserida dentro de APs que deve ser necessária para que essa espécie possa persistir, sendo assim considerada adequadamente protegida (Rodrigues et al. 2004a). As metas de representação proveem objetivos claros para implementação de ações de conservação, especialmente no tocante à seleção de áreas prioritárias (Margules e Pressey, 2000). No Brasil, poucas análises de lacunas foram realizadas utilizando metas de representação espécie-específicas, mas todas apontaram grandes déficits de proteção para os grupos taxonômicos analisados (e.g., Marini et al. 2009; Silvano 2011; Leite 2012; Fagundes et al. 2016).

No leste do Brasil estão localizados alguns dos maiores sistemas montanhosos extra andinos da América do Sul, as serras da Mantiqueira, do Mar e do Espinhaço. Essas áreas abrigam uma riquíssima diversidade de fauna e flora (Martinelli 2007), incluindo um grande

número de espécies endêmicas de anfíbios anuros (Cruz e Feio 2007; Leite et al. 2008; Leite 2012; Garey e Provete 2016) além de espécies de anuros ameaçadas de extinção, algumas delas sem registros nos últimos 40 anos (Silva et al. *in press*). Adicionalmente, as montanhas abrigam muitas das unidades de conservação (UCs; áreas protegidas cujo objetivo principal é a conservação dos recursos naturais – Jenkins et al. 2015) do sudeste e sul do país (Ribeiro e Freitas 2010), assim como muitas áreas prioritárias para realização de inventários ou criação de UCs (Martinelli 2007).

Os anfíbios são um dos grupos de animais mais ameaçados, com cerca de 38% das espécies sob ameaça de extinção ou quase ameaçadas (IUCN 2018), sendo também um dos grupos de vertebrados com pior cobertura pela rede global de APs (Rodrigues et al. 2004b; Nori et al. 2015). Mais da metade das espécies com áreas de distribuição inferiores a 1000 km² não está representada nessas áreas, sendo assim consideradas “espécies-lacuna” (Nori et al. 2015). Tal fato é muito preocupante, pois espécies com distribuição restrita são altamente vulneráveis (Villalobos et al., 2013), devendo ser consideradas prioritárias em políticas de conservação (Sodhi et al. 2008; Nori et al. 2015). A Mata Atlântica do leste do Brasil é uma das regiões com maior concentração de espécies-lacuna de anfíbios no mundo (Nori et al. 2015) e, como agravante, suas APs poderão ser menos efetivas para proteger os anfíbios no futuro, como consequência das mudanças climáticas atualmente em curso (Lemes et al. 2014).

Revisar e analisar a rede de APs das regiões montanhosas brasileiras é uma das ações prioritárias para garantir a conservação da rica biodiversidade dessas áreas (Martinelli 2007). Como a maior parte das APs da Mata Atlântica foi criada sem qualquer critério ecológico ou biogeográfico (Lemes et al. 2014), espera-se que somente uma pequena parcela das espécies de anfíbios anuros restritas às regiões serranas do bioma esteja satisfatoriamente protegida, de maneira semelhante ao já constatado para o Cerrado (Silvano 2011; Barata et al. 2016) e para a Serra do Espinhaço (Leite, 2012). Neste estudo nós objetivamos avaliar a adequação do atual

sistema de UCs para a proteção de 79 espécies de anuros endêmicas da Serra da Mantiqueira, e também de 11 espécies de anuros restritas a esse complexo serrano e às serras do Mar e do Quadrilátero Ferrífero (extremo meridional da Serra do Espinhaço) (Figura 1). Para tanto, realizamos uma análise de lacunas com metas de representação espécie-específicas (Rodrigues et al., 2004a). Utilizamos três diferentes métodos para estimar as áreas de distribuição das espécies, de acordo com a disponibilidade de registros pontuais para cada uma delas; os mapas obtidos foram então sobrepostos ao mapa do sistema de UCs para determinar a porcentagem da distribuição que já se encontra protegida. Como a perda de *habitat* é um dos principais determinantes do risco de extinção em anfíbios (Sodhi et al. 2008), nós sobrepusimos as distribuições estimadas das espécies aos mapas dos remanescentes dos biomas da área de estudo (Mata Atlântica e Cerrado), para quantificar o montante de *habitat* já perdido dentro da distribuição de cada espécie. Finalmente, nós verificamos como o tamanho da distribuição estimada e os tipos de *habitat* utilizados pelas espécies estão relacionados à área da distribuição já protegida por UCs, à perda de *habitat* e às metas de representação atingidas.

Material e Métodos

Área de estudo

As serras da Mantiqueira e do Mar são formações de embasamento cristalino Pré-Cambriano originadas de processos epirogenéticos (i.e. soerguimentos) e de falhamentos da borda atlântica da placa Sul-Americana, com atuação majoritária durante o Cenozoico (Almeida e Carneiro 1998; Zalán 2012). Ambas são caracterizadas por planaltos de cimo ondulado e serranias mais elevadas que o relevo circundante, como os Planaltos da Bocaina, de Campos do Jordão e do Itatiaia, e as serras dos Órgãos, do Ibitipoca, do Brigadeiro e do Caparaó (Gatto et al. 1983; Cruz e Feio 2007). Totalmente inseridas no bioma Mata Atlântica, com a presença de campos de altitude nas partes mais elevadas (Ribeiro e Freitas 2010), as serras do

Mar e Mantiqueira abrigam alguns dos maiores remanescentes dessa floresta tropical no Brasil (Ribeiro et al. 2009). Já a região do Quadrilátero Ferrífero compõe o extremo meridional da Serra do Espinhaço, a segunda maior formação orogênica da América do Sul, com aproximadamente 1000 km de extensão (Alvarenga et al., 1997; Leite et al. 2008). Embora o embasamento seja principalmente quartzítico, nas serras do Quadrilátero Ferrífero é marcante a presença de volumosos depósitos de minério de Ferro (Alvarenga et al., 1997). Essa região encontra-se em área de contato entre a Mata Atlântica e o Cerrado, com a presença de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos (Silveira et al. 2016).

A Serra da Mantiqueira encontra-se dividida em duas regiões: o setor meridional, localizado entre os estados de São Paulo (SP), Minas Gerais (MG) e Rio de Janeiro (RJ), e o setor setentrional, localizado entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo (ES), separados pela Depressão do rio Paraíba do Sul (Figura 1). Consideramos aqui a área da Mantiqueira conforme caracterizada e delimitada por Silva et al. (*in press*; primeiro capítulo dessa tese), ao qual o leitor deve recorrer para maiores detalhes.

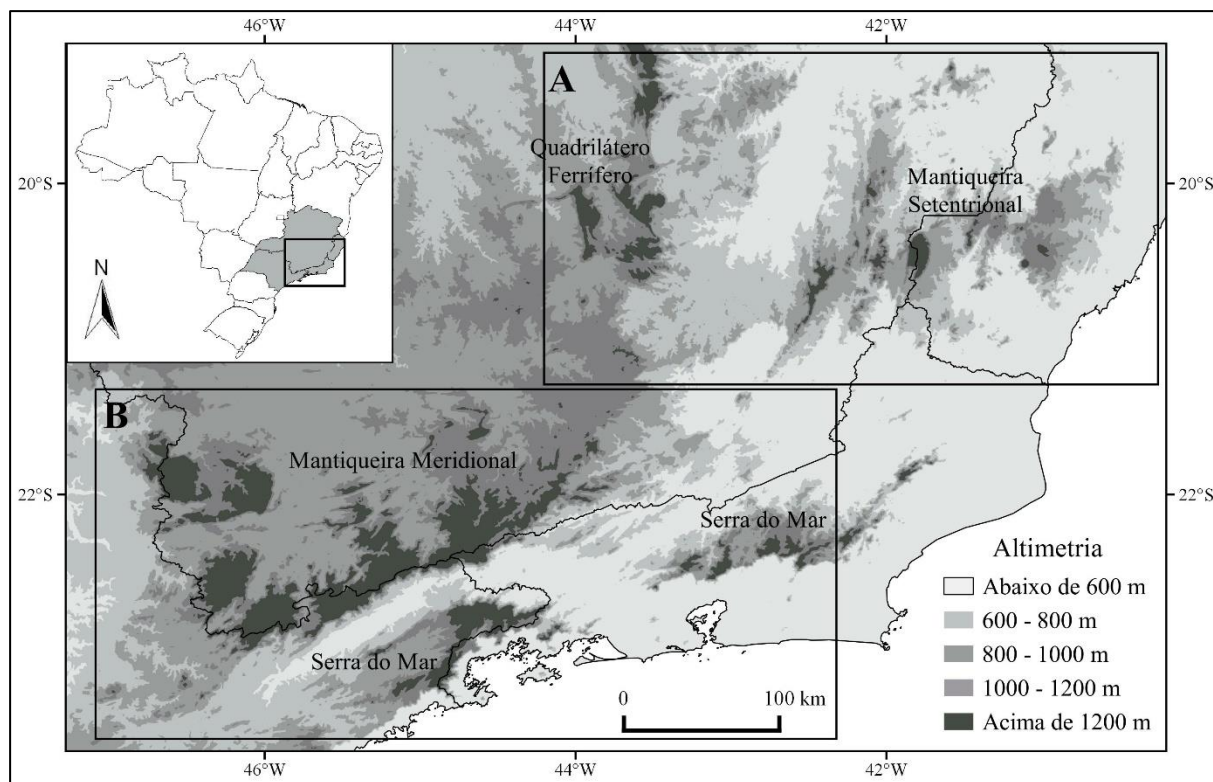


Figura 1. Localização das serras da Mantiqueira (dividida em setores Meridional e Setentrional), do Mar e do Quadrilátero Ferrífero no Sudeste do Brasil. Os contornos em preto representam os limites dos estados. Os retângulos A e B demarcados indicam as áreas representadas nas figuras 2 e 3. No canto superior esquerdo encontram-se representados os estados do Sudeste do Brasil, em cinza (ES: Espírito Santo; MG: Minas Gerais; RJ: Rio de Janeiro; SP: São Paulo).

Ocorrências das espécies

Os registros de ocorrência pontual de cada espécie foram obtidos em coleções científicas e literatura (ver mais em Silva et al. *in press*). Consideramos somente espécies listadas como deficientes em dados (DD), quase ameaçadas (NT) ou em alguma categoria de ameaça (vulnerável – VU; em perigo – EN; criticamente em perigo – CR) em ao menos uma das listas de espécies ameaçadas, a brasileira (MMA 2014, ICMBio 2018a,b) e a global (IUCN 2016b). Também incluímos espécies que constam como não-avaliadas em ao menos uma das duas listas. Entre as endêmicas da Mantiqueira também foram incluídas espécies “pouco preocupantes” (*least concern* - LC). Selecionamos assim 79 espécies de anuros endêmicas da Serra da Mantiqueira (*sensu* Silva et al. *in press*), três espécies com ocorrências restritas às serras da

Mantiqueira e do Mar (*Cycloramphus granulatus*, *Hylodes sazimai* e *Ischnocnema vizottoi*) e sete espécies restritas às serras da Mantiqueira e do Quadrilátero Ferrífero (*Adelophryne meridionalis*, *Aplastodiscus cavicola*, *Chiasmocleis mantiqueira*, *Hylodes babax*, *Oloolygon* aff. *heyeri*, *O. tripui* e *Physalaemus maximus*). Incluímos também *Oloolygon kautskyi*, espécie antes considerada endêmica da Mantiqueira Setentrional (Cruz e Feio 2007), mas tendo uma ocorrência na planície litorânea no estado do ES, no município de Aracruz (Almeida et al. 2011; Silva et al. *in press*).

Cabe ressaltar que, embora consultada em 2016, a lista global de espécies ameaçadas (IUCN 2016b) tem informações não alinhadas a um mesmo período temporal para cada espécie analisada, o que pode produzir discordâncias em relação à lista brasileira mais recente (MMA 2014). Dessa forma, quando mencionamos algumas espécies em particular na discussão dos resultados, nos referimos às avaliações individuais do *status* de cada espécie, e não à base de dados global (i.e., IUCN 2016b). Outros fatores responsáveis pelas divergências no *status* de conservação de anfíbios observadas em ambas as listas são discutidos por Pimenta et al. (2005) e Morais et al. (2012).

Estimativas da distribuição geográfica

Utilizamos três métodos para estimar as distribuições geográficas das espécies, de acordo com a quantidade de registros disponíveis. Para espécies com somente três a quatro pontos de ocorrência, utilizamos o mínimo polígono convexo (MPC) (IUCN 2016a; Barata et al. 2016), e para espécies com apenas um ou dois pontos, optamos por uma área em formato circular com um raio de 10 km a partir do ponto (“*buffer*”) (Barata et al. 2016). Já para espécies com um mínimo de cinco pontos de ocorrência foram produzidos modelos de nicho ecológico, os quais foram pós-processados para se obter um resultado mais próximo da área de ocupação “real” da espécie (detalhes mais adiante), alinhando-se assim à definição de modelos de

distribuição de espécies (*species distribution models* – SDM; Peterson *et al.* 2011; Peterson e Soberón 2012). Esses modelos se baseiam em correlações empíricas entre os registros de ocorrência da espécie e conjuntos de variáveis ambientais (ou preditores) (Franklin 2009). O modelo do nicho é projetado em uma representação do espaço geográfico, indicando áreas com diferentes níveis de adequabilidade ambiental para a espécie (Franklin 2009; Peterson *et al.* 2011). Embora o resultado da modelagem esteja mais próximo do conceito de área de ocupação de uma espécie (IUCN 2016a), utilizamos aqui como uma estimativa da extensão de ocorrência, assim como Pena *et al.* (2014), a qual será tratada como “área de distribuição” (Peterson e Soberón 2012). Distribuições geográficas menores que a mediana observada para o conjunto de espécies analisadas foram consideradas “pequenas” (Jenkins *et al.* 2015).

Os modelos foram gerados utilizando quatro algoritmos de modelagem, representativos das três “famílias” de métodos disponíveis (Rangel e Loyola 2012): *Surface Range Envelop* (SRE), também conhecido como BIOCLIM (Nix 1986; Busby 1991); Distância de Mahalanobis (DM; Farber e Kadmon 2003; Franklin 2009), Modelos Lineares Generalizados (GLM) (Guisan *et al.* 2002); e MaxEnt (Phillips *et al.* 2006; Elith *et al.* 2011). Os algoritmos SRE e DM trabalham somente com dados de presença, e pertencem ao grupo dos modelos de “envelope bioclimático” e “distâncias”, sendo de simples implementação e interpretação (Nix 1986; Busby 1991; Franklin 2009; Rangel e Loyola, 2012). Por sua vez, GLM é um método de ajuste estatístico (Rangel e Loyola 2012). Os GLM’s são extensões dos modelos lineares clássicos que podem lidar com distribuições de erros não-normais da variável resposta (Guisan *et al.* 2002; Franklin 2009). Finalmente, MaxEnt é um método de inteligência artificial baseado no princípio da máxima entropia (Phillips *et al.* 2006; Elith *et al.* 2011). GLM e MaxEnt necessitam de dados de presença e ausência (ou pseudo-ausência) para a calibração dos modelos (Phillips *et al.*, 2006; Franklin, 2009). Explicações mais detalhadas sobre os mecanismos gerais e particularidades desses algoritmos podem ser encontradas em Franklin (2009) e Rangel e

Loyola (2012). Utilizamos modelos de consenso entre os resultados dos algoritmos (Araújo e New 2007; Marmion et al. 2009) para representar a distribuição potencial de cada espécie. A metodologia utilizada na geração dos modelos encontra-se descrita no Apêndice 1.

Cada modelo consenso foi cuidadosamente analisado para diminuir o efeito dos erros de comissão (ou sobreprevisão) sobre a análise de lacunas. Foram removidas áreas projetadas abaixo da cota altimétrica mínima de ocorrência da espécie analisada (cotas em intervalos de 100 m), ou projetadas na Serra do Mar para espécies endêmicas da Mantiqueira, uma vez que essas duas formações são distinguíveis pela cota de 800 m de altitude. Quando o uso de um filtro altimétrico pudesse comprometer o “realismo” dos modelos (i.e., tornando a distribuição excessivamente fragmentada), utilizamos o MCP com um “buffer” de 50 km (*buffered minimum convex polygon* - BMCP) como “máscara” para subtrair as áreas de comissão, produzido no ArcMap® 10.4 com as funções da SDMtoolbox (Brown et al. 2014).

Análise de lacunas e perda de habitat

Realizamos a análise de lacunas para as 90 espécies de anuros em duas análises, uma considerando todas as categorias de unidades de conservação (UCs), incluindo tanto aquelas de proteção integral (equivalentes às categorias I e II da IUCN; Dudley 2008) como as de uso sustentável (equivalentes às categorias III e IV da IUCN), e outra considerando somente as de proteção integral. Na primeira análise, não incluímos as Áreas de proteção Ambiental (APA's), categoria de UC dentro daquelas consideradas de uso sustentável (Brasil 2000), porém cuja efetividade na conservação da biodiversidade tem sido questionada (Euclides e Magalhães 2006; Prestes et al. 2018). Devido à permissão para permanência de populações humanas e desenvolvimento de atividades econômicas com graus variados de impacto ambiental nessas UCs, as quais demandam um zoneamento específico que muitas vezes não é respeitado (Euclides e Magalhães 2006), julgamos que as APA's em geral não são equiparáveis às demais

UCs em relação ao nível de proteção à biodiversidade. Além disso, elas podem ocupar grandes extensões territoriais na área de estudo (e.g. APA da Mantiqueira; Euclides e Magalhães 2006; Ribeiro e Freitas 2010), o que poderia influenciar negativamente as metas de representação atingidas pelas espécies.

As representações das distribuições das espécies foram sobrepostas ao mapa do sistema brasileiro de UCs para avaliar a adequação de proteção (representação) de cada espécie e detectar possíveis falhas na proteção. Os polígonos das UCs foram obtidos na base de dados do Ministério do Meio Ambiente (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>), e consistiram de UCs federais, estaduais e municipais implementadas até fevereiro de 2017. Foram estabelecidas metas de representação espécie-específicas, considerando a área da distribuição de cada espécie. Para espécies de distribuição restrita (área de distribuição ≤ 100 km², equivalente ao limiar para espécies criticamente ameaçadas; IUCN 2016a), a meta de representação foi de 100% da distribuição; para espécies com ampla distribuição (≥ 25.000 km²; Maiorano et al. 2008; Leite 2012), a meta escolhida foi de 10% da distribuição. Para espécies com áreas de distribuição entre 100 e 25.000 km² a meta foi interpolada entre os dois extremos usando uma regressão linear do logaritmo da área de distribuição (Rodrigues et al. 2004a). Uma espécie foi considerada “não protegida” (NP) quando menos de 20% da sua meta de representação foi alcançada; “parcialmente protegida” (PP) quando a sua meta de representação foi parcialmente atingida (mais de 20% e menos de 90%); e “satisfatoriamente protegida” (SP) quando mais de 90% da sua meta de representação foi alcançada (Leite 2012).

Para estimar a parcela da distribuição de cada espécie já afetada pela perda de *habitat* naturais, nós sobrepusemos aos mapas de distribuição de cada espécie o mapa de remanescentes da Mata Atlântica para o ano de 2012, disponível na página da Fundação SOS Mata Atlântica (<http://mapas.sosma.org.br/dados/>). Para espécies com distribuição alcançando parcialmente a Serra do Espinhaço, realizamos o mesmo procedimento utilizando o mapa de remanescentes do

Cerrado brasileiro para o ano de 2008, do Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biomass/index.htm).

Análises estatísticas

Utilizamos modelos lineares generalizados (GLMs) para avaliar o efeito da área estimada da distribuição das espécies sobre três variáveis resposta: (1) porcentagem da área presente em UCs; (2) porcentagem da meta de conservação atingida; (3) porcentagem da distribuição afetada pela perda de *habitat*. GLMs também foram utilizados para testar possíveis diferenças nessas três variáveis resposta em relação aos tipos de *habitat* onde as espécies ocorrem (florestais, áreas abertas e ambos os *habitat*) e às categorias de proteção (NP, PP e SP). Foi realizada a análise de resíduos de cada modelo teste para verificar a sua adequação à distribuição de erros (Crawley 2007). Essas análises foram desenvolvidas com o programa R 3.3.2 (R Core Team, 2016).

Resultados

Somente seis espécies de anuros (6,7%) foram consideradas satisfatoriamente protegidas (SP) pelo sistema brasileiro de unidades de conservação (UCs) (Tabela 1), reportadas principalmente de pontos localizados dentro ou nas proximidades de UCs de proteção integral (PI): *Cycloramphus bandeirensis*, *Hylodes vanzolini* e *Physalaemus* aff. *maculiventris*, do Parque Nacional do Caparaó (PN Caparaó), na Mantiqueira Setentrional (Figura 2A); *Bokermannohyla gouveai*, *Hylodes ornatus* e *H. regius*, do Parque Nacional do Itatiaia (PN Itatiaia), na Mantiqueira Meridional (Figura 2B). Trinta e oito espécies (42,2%) foram classificadas como parcialmente protegidas (PP), e 46 espécies (51,1%) como não

protegidas (NP) (Tabela 1), esses números sendo iguais entre as duas análises (com todas as UCs e somente com UCs PI).

Das seis espécies ameaçadas em nível global incluídas em nossas análises, somente *Holoaden bradei* foi considerada PP; as outras cinco espécies – *Bokermannohyla vulcaniae*, *Dendrophryniscus carvalhoi*, *Euparkerella tridactyla*, *Melanophryniscus peritus* e *Ololygon belloni* – foram consideradas NP (Tabela 1). Já entre as seis espécies quase ameaçadas em nível global, duas foram classificadas como PP (*Cycloramphus carvalhoi* e *Melanophryniscus moreirae*), e quatro como NP (*Aplastodiscus cavicola*, *Crossodactylodes bokermanni*, *C. izecksohni*, e *Ischnocnema oea*) (Tabela 1). Das sete espécies ameaçadas em nível nacional consideradas aqui, cinco foram classificadas como PP (*Holoaden bradei*, *H. luederwaldti*, *Paratelmatobius lutzii*, *Physalaemus maximus* e *Scinax duartei*), e duas como NP (*B. vulcaniae* e *Proceratophrys palustris*); e das sete espécies quase ameaçadas em nível nacional, somente duas foram consideradas PP (*Dendropsophus ruschii* e *Megaelosia apuana*), e as outras cinco NP (*Brachycephalus alipioi*, *C. bokermanni*, *E. tridactyla*, *I. oea* e *Ololygon ranki*) (Tabela 1).

As 90 espécies analisadas totalizaram 529 registros pontuais. As espécies PP tiveram registros concentrados dentro ou no entorno de UCs, embora algumas delas também tenham sido registradas em localidades não protegidas e distantes de UCs (Figura 2). Por outro lado, a maior parte dos registros das espécies NP se localizou fora de UCs ou distante do entorno dessas áreas protegidas (Figura 3). As áreas de distribuição variaram entre 05 km² (*Hylodes ornatus*) e 74.145 km² (*Chiasmocleis mantiqueira*) (Tabela 1), com mediana igual a 708 km². Metade das espécies NP (n=23) tiveram áreas de distribuição pequenas; o mesmo ocorreu para 42,1% das espécies PP (n=16). Somente quatro espécies NP e oito PP tiveram áreas de distribuição superiores a 25.000 km² (Tabela 1).

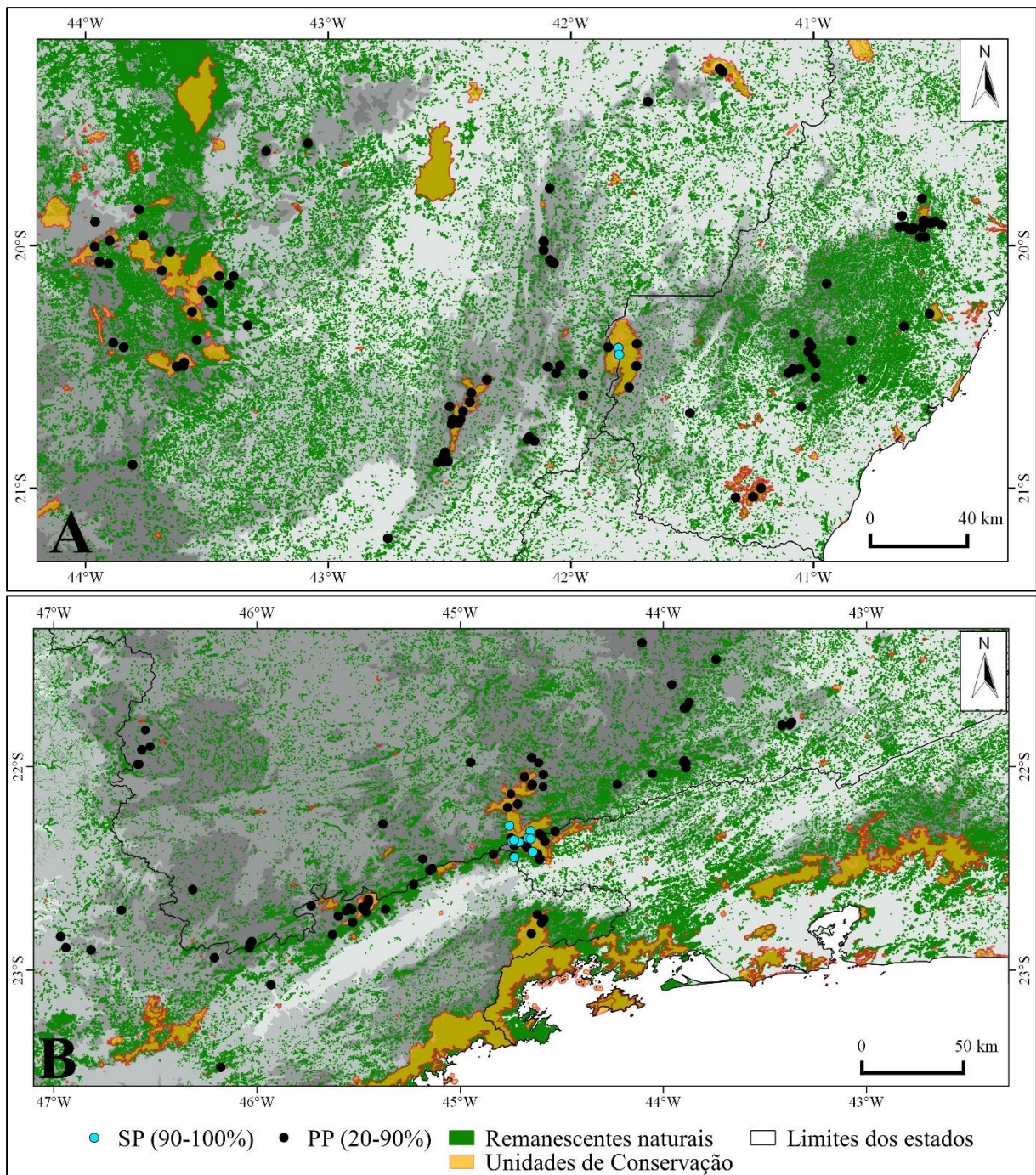


Figura 2. Registros pontuais de 36 espécies de anfíbios anuros endêmicas da Serra da Mantiqueira e de outras oito espécies com ocorrências também nas serras do Mar e do Quadrilátero Ferrífero, no Sudeste do Brasil, consideradas parcialmente protegidas (PP; 20 a 90% da meta de representação alcançada; 38 espécies) e satisfatoriamente protegidas (SP; acima de 90% da meta de representação alcançada; seis espécies) pelo sistema brasileiro de unidades de conservação (UCs). Divisões da área de estudo de acordo com a Figura 1: **A.** Mantiqueira Setentrional e Quadrilátero Ferrífero; **B.** Mantiqueira Meridional e Serra do Mar.

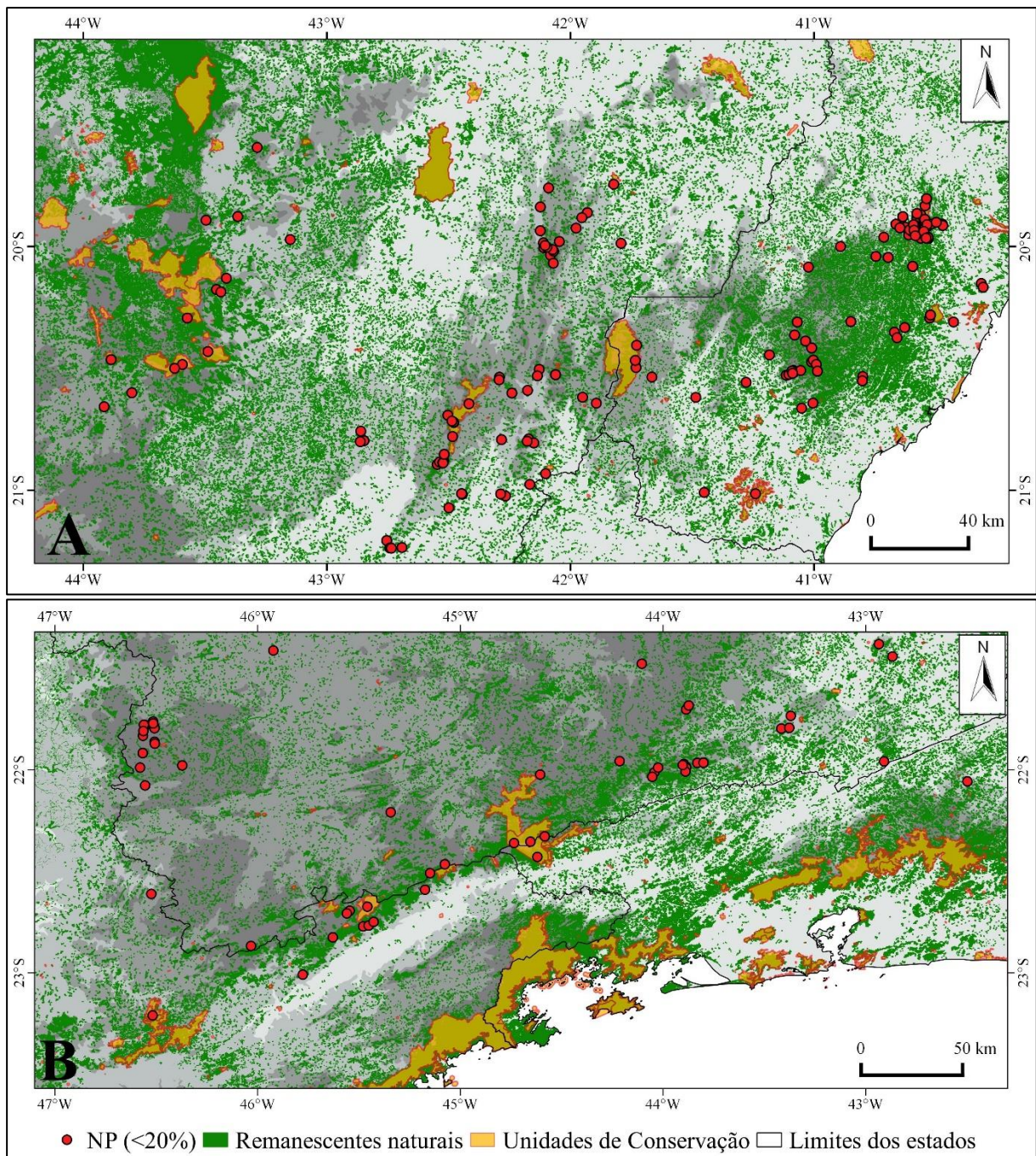


Figura 3. Registros pontuais de 43 espécies de anfíbios anuros endêmicas da Serra da Mantiqueira e de outras três espécies com ocorrências também nas serras do Mar e do Quadrilátero Ferrífero, Sudeste do Brasil, consideradas não protegidas (NP; menos de 20% da meta de representação alcançada) pelo sistema brasileiro de unidades de conservação (UCs). Divisões da área de estudo de acordo com a Figura 1: **A.** Mantiqueira Setentrional e Quadrilátero Ferrífero; **B.** Mantiqueira Meridional e Serra do Mar.

Quinze espécies não foram reportadas ocorrendo em UCs PI (Tabela 1); dentre aquelas que o foram, oito (10,7%) tiveram menos de 20% de seus registros dentro desse tipo de UC.

Quanto maior a área estimada da distribuição da espécie, menor foi a porcentagem dessa área presente em UCs (UCs PI: $F_{1,88}=21,55$; $p<0,001$; todas as UC's: $F_{1,88}=21,77$; $p<0,001$) (Figura 4A). As espécies exclusivamente florestais tiveram menor porcentagem de área protegida que as demais espécies (UCs PI: $F_{1,88}=11,82$; $p<0,001$; todas as UCs: $F_{1,88}=11,60$; $p=0,001$) (Figura 5A).

Trinta e duas espécies (35,6%) não atingiram 10% de suas metas de representação com o sistema de UCs PI, incluindo 30 endêmicas da Mantiqueira. Considerando ambas as análises, 23 espécies PP (59%) não atingiram 50% de suas metas de representação (Tabela 1). A porcentagem alcançada da meta de representação não dependeu da área estimada da distribuição da espécie (UCs PI: $F_{1,88}=0,18$; $p=0,68$; todas as UC's: $F_{1,88}=0,03$; $p=0,87$). Entre as espécies com distribuições pequenas foram observadas situações discrepantes, como metas alcançadas iguais ou bem próximas a zero (e.g. *Proceratophrys palustris* e *Pr. moehringi*), e acima de 90% (todas as espécies SP; Tabela 1). As espécies exclusivamente florestais alcançaram menor porcentagem da meta de representação que as demais espécies (UCs PI: $F_{1,88}=10,09$; $p=0,002$; todas as UCs: $F_{1,88}=9,03$; $p=0,003$) (Figura 5B).

Sessenta e nove espécies (77%) tiveram mais de 50% de sua área de distribuição reduzida pela perda de *habitat* naturais, incluindo quatro espécies ameaçadas em nível global e cinco ameaçadas em nível nacional (Tabela 1). Somente três espécies (*Bokermannohyla gouveai*, *Hylodes ornatus* e *H. regius*) tiveram menos de 10% de sua distribuição afetados pela perda de *habitat*. Quanto maior a área da distribuição da espécie, maior foi a porcentagem dessa área afetada pela perda de *habitat* ($F_{1,88}=32,99$, $p<0,0001$), também com uma grande variação entre as espécies com distribuições pequenas (Figura 4B). As espécies com áreas de distribuição amplas ($\geq 25.000 \text{ km}^2$) tiveram maior porcentagem dessa área perdida (86,5% em média, contra 64,3% das demais espécies). As espécies exclusivamente florestais foram mais afetadas pela perda de *habitat* que as demais espécies ($F_{1,88}=13,15$; $p<0,001$) (Figura 5C). Por fim, quanto

mais elevada foi a categoria de proteção das espécies (NP<PP<SP), menor foi a porcentagem da área de distribuição perdida ($F_{2,87}=36,52$; $p<0,0001$) (Figura 5D).

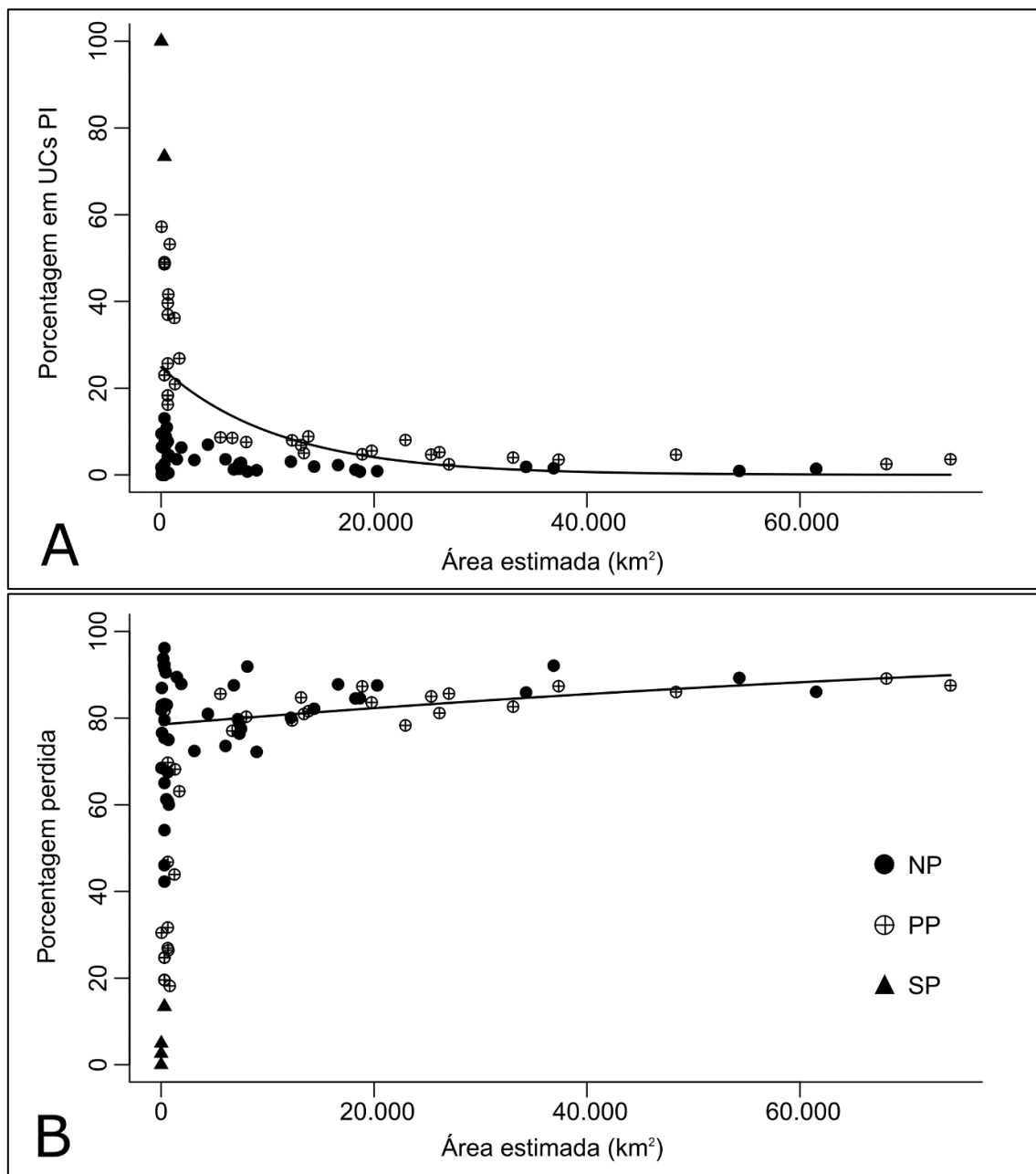


Figura 4. Relações entre a área estimada da distribuição geográfica de 90 espécies de anfíbios anuros com ocorrência na Serra da Mantiqueira e outras cadeias montanhosas do Sudeste do Brasil, e dois indicadores dos graus de proteção e ameaça a essas espécies: **A.** porcentagem da área da distribuição presente em unidades de conservação (UCs) de proteção integral (PI); **B.** porcentagem da área da distribuição afetada pela perda de *habitat* naturais. Em ambos os gráficos, as espécies estão agrupadas de acordo com as categorias de proteção (NP – espécies não protegidas, com menos de 20% da meta de representação atingidos; PP – espécies parcialmente protegidas, com 20 a 90% da meta de representação atingidos; SP – espécies satisfatoriamente protegidas, com mais de 90% da meta de representação atingidos).

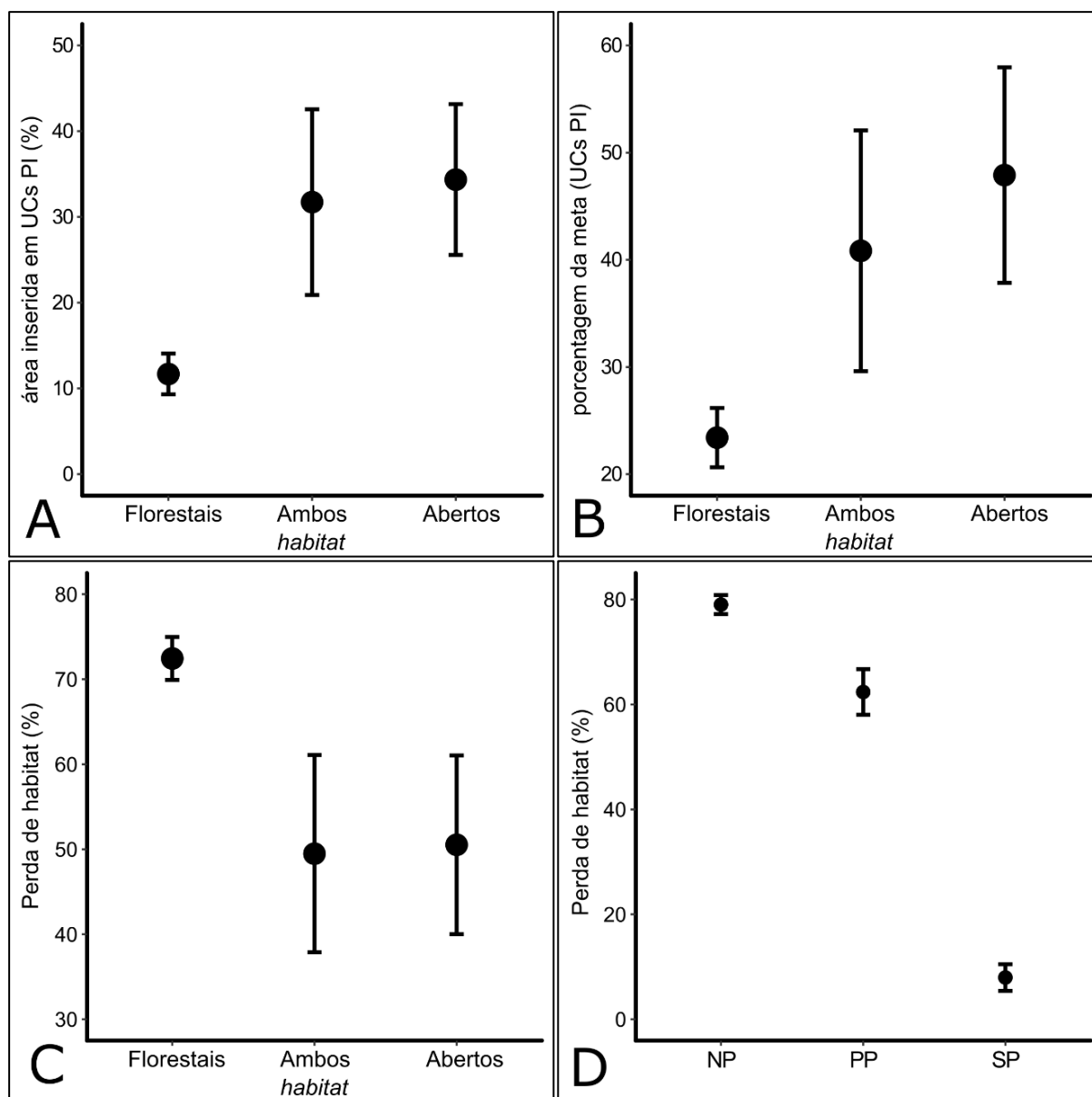


Figura 5. Variações das médias (pontos pretos, com barras de erro padrão) observadas para (A) a porcentagem da área da distribuição geográfica que se encontra protegida em unidades de conservação de proteção integral (UCs PI); (B) a porcentagem alcançada da meta de representação em UCs PI; e (C, D) a porcentagem da área da distribuição geográfica afetada pela perda de *habitat* naturais, para 90 espécies de anfíbios anuros com ocorrência na Serra da Mantiqueira e outras cadeias montanhosas do Sudeste do Brasil. A, B e C divididas entre os tipos de *habitat* (espécies exclusivas de *habitat* florestais, exclusivas de *habitat* abertos e com ocorrência em ambos os *habitat*), e D entre as categorias de proteção obtidas (NP – espécies não protegidas, com menos de 20% da meta de representação atingidos; PP – espécies parcialmente protegidas, com 20 a 90% da meta de representação atingidos; SP – espécies satisfatoriamente protegidas, com mais de 90% da meta de representação atingidos).

Tabela 1. Registros pontuais, área de distribuição estimada (km²), número de registros em unidades de conservação (UCs) de proteção integral (PI), metas de representação, área de distribuição sobrepondo UCs (PI e todas as UCs), porcentagem da meta de representação alcançada (UCs PI e todas as UCs), categoria de proteção (NP – não protegidas, destaque em negrito; PP – parcialmente protegidas; SP – satisfatoriamente protegidas), área em fragmentos de *habitat* nativos, porcentagem da área da distribuição perdida pela fragmentação, e *status* de conservação de 90 espécies de anuros com ocorrência na Serra da Mantiqueira, cadeia montanhosa no Sudeste do Brasil. As espécies encontram-se listadas em ordem decrescente de acordo com os valores das metas de representação.

Espécie	Pontos *	Área (km ²)	Pontos em UCs (PI)*	Meta (%)	Área UCs PI (km ²)	Meta atingida UCs PI (%)	Status de proteção (UCs PI)	Área todas UCs (km ²)	Meta atingida todas UCs (%)	Status de proteção (todas UCs)	Área em fragmentos (km ²)	% de área perdida	IUCN	Brasil
<i>Bokermannohyla gouveai</i>	4	18	4	100	18	100.0	SP	18	100.0	SP	17.1	4.9	DD	DD
<i>Brachycephalus alipioi</i>	4	81	2	100	5	6.4	NP	5	6.4	NP	13.8	83.0	DD	NT
<i>Dendropsophus bromeliaceus</i>	3	46	0	100	26	57.2	PP	26	57.3	PP	32.0	30.5	-	-
<i>Hylodes ornatus</i>	3	5	3	100	5	100.0	SP	5	100.0	SP	5.0	0.0	LC	LC
<i>Hylodes regius</i>	3	6	3	100	6	100.0	SP	6	100.0	SP	6.0	0.0	DD	DD
<i>Ololygon aff. carnevallii</i>	3	68	0	100	0	0.0	NP	0	0.0	NP	8.9	86.9	-	-
<i>Ololygon belloni</i>	3	31	1	100	3	9.5	NP	3	9.5	NP	5.6	81.9	EN	DD
<i>Physalaemus rupestris</i>	3	28	1	100	0.5	1.7	NP	0	1.7	NP	8.8	68.5	DD	DD
<i>Proceratophrys moehringi</i>	3	91	1	100	0.4	0.4	NP	0	0.4	NP	21.3	76.6	DD	DD
<i>Bokermannohyla vulcaniae</i>	4	199	0	89	0	0.0	NP	2	1.1	NP	12.5	93.7	VU	CR
<i>Ischnocnema aff. oea</i> (sp. 2)	4	254	0	85	0	0.0	NP	0	0.0	NP	19.9	92.2	-	-
<i>Adelophryne glandulata</i>	6	314	1	81	41	16.1	NP	43	16.8	NP	144.0	54.1	-	-
<i>Brachycephalus atelopoides</i>	1	314	0	81	1	0.4	NP	1	0.4	NP	169.5	46.0	-	-
<i>Crossodactylodes aff. izecksohni</i>	1	314	1	81	8	3.1	NP	8	3.1	NP	77.2	75.4	-	-
<i>Cycloramphus bandeirensis</i>	1	314	1	81	231	90.2	SP	231	90.2	SP	272.0	13.4	DD	LC
<i>Euparkerella aff. robusta</i>	1	314	1	81	72	28.3	PP	72	28.3	PP	57.4	81.7	-	-

Tabela 1. Continuação.

Espécie	Pontos	Área (km ²)	Pontos em UCs (PI)	Meta (%)	Área UCs PI (km ²)	Meta atingida UCs PI (%)	Status de proteção (UCs PI)	Área todas UCs (km ²)	Meta atingida todas UCs (%)	Status de proteção (todas UCs)	Área em fragmentos (km ²)	% de área perdida	IUCN	Brasil
<i>Holoaden bradei</i>	1	314	1	81	153	59.7	PP	153	59.7	PP	252.7	19.5	CR	CR
<i>Hylodes glaber</i>	1	314	1	81	153	59.7	PP	153	59.7	PP	252.7	19.5	DD	DD
<i>Hylodes</i> sp. (gr. <i>lateristrigatus</i>)	1	314	1	81	154	60.3	PP	160	62.8	PP	236.5	24.7	-	-
<i>Hylodes vanzolini</i>	1	314	1	81	231	90.2	SP	231	90.2	SP	272.0	13.4	DD	DD
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>melanopygia</i>	1	314	0	81	23	9.1	NP	23	9.1	NP	181.4	42.3	-	-
<i>Ischnocnema concolor</i>	1	314	1	81	153	59.7	PP	153	59.7	PP	252.7	19.5	-	LC
<i>Ischnocnema</i> sp. (gr. <i>lactea</i>)	1	314	0	81	0	0.0	NP	4	1.5	NP	26.8	91.5	-	-
<i>Megaelosia lutzae</i>	1	314	1	81	154	60.3	PP	160	62.8	PP	236.5	24.7	DD	DD
<i>Melanophryniscus peritus</i>	1	314	0	81	0	0.0	NP	0	0.0	NP	64.2	79.6	CR	DD
<i>Ololygon</i> aff. <i>belloni</i>	1	314	1	81	72	28.3	PP	72	28.3	PP	57.4	81.7	-	-
<i>Ololygon</i> aff. <i>rizibilis</i>	1	314	1	81	19	7.6	NP	19	7.6	NP	52.6	83.2	-	-
<i>Paratelmatobius lutzii</i>	1	314	1	81	153	59.7	PP	153	59.7	PP	252.7	19.5	DD	CR
<i>Phrynomedusa marginata</i>	1	314	0	81	29	11.3	NP	30	11.8	NP	109.9	65.0	LC	DD
<i>Physalaemus</i> aff. <i>maculiventris</i> ¹	1	314	1	81	231	90.2	SP	231	90.2	SP	272.0	13.4	-	-
<i>Proceratophrys palustris</i>	1	314	0	81	0	0.0	NP	0	0.0	NP	12.1	96.2	DD	CR
<i>Proceratophrys</i> sp. (gr. <i>appendiculata</i>)	1	314	0	81	0	0.0	NP	1	0.4	NP	24.2	92.3	-	-
<i>Phasmahyla</i> aff. <i>cochranae</i>	3	438	2	76	39	11.7	NP	39	11.7	NP	41.4	90.5	-	-
<i>Crossodactylus timbuhy</i>	6	493	2	74	36	9.9	NP	36	9.9	NP	191.0	61.3	-	-
<i>Brachycephalus darkside</i>	2	532	2	73	58	15.1	NP	58	15.1	NP	90.2	83.0	-	-
<i>Paratelmatobius mantiqueira</i>	2	628	1	70	249	56.5	PP	255	57.9	PP	429.1	31.7	DD	DD

Tabela 1. Continuação.

Espécie	Pontos	Área (km ²)	Pontos em UCs (PI)	Meta (%)	Área UCs PI (km ²)	Meta atingida UCs PI (%)	Status de proteção (UCs PI)	Área todas UCs (km ²)	Meta atingida todas UCs (%)	Status de proteção (todas UCs)	Área em fragmentos (km ²)	% de área perdida	IUCN	Brasil
<i>Bokermannohyla</i> aff. <i>nannuzae</i>	2	628	1	70	115	26.1	PP	115	26.1	PP	156.5	75.1	-	-
<i>Cycloramphus carvalhoi</i>	2	628	2	70	232	52.7	PP	232	52.7	PP	459.2	26.9	NT	DD
<i>Hylodes</i> aff. <i>babax</i>	2	628	1	70	115	26.1	PP	115	26.1	PP	156.5	75.1	-	-
<i>Hylodes amnicola</i>	2	628	1	70	102	23.1	PP	102	23.1	PP	190.2	69.7	DD	DD
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>holti</i> ²	2	628	1	70	162	36.7	PP	165	37.6	PP	334.3	46.8	-	-
<i>Phasmahyla exilis</i>	2	628	1	70	48	11.0	NP	54	12.2	NP	204.1	67.5	LC	LC
<i>Proceratophrys phyllostomus</i>	2	628	0	70	27	6.1	NP	28	6.3	NP	245.9	60.9	DD	LC
<i>Ischnocnema melanopygia</i>	3	679	1	69	283	60.5	PP	289	61.9	PP	499.7	26.4	-	LC
<i>Megaelosia boticariana</i>	3	688	1	69	3	0.6	NP	4	0.8	NP	172.0	75.0	DD	DD
<i>Crossodactylodes izecksohni</i>	6	728	1	68	33	6.7	NP	33	6.7	NP	291.0	60.0	NT	DD
<i>Melanophryniscus moreirae</i>	10	814	9	66	433	80.8	PP	440	82.1	PP	666.0	18.2	NT	LC
<i>Cycloramphus granulatus</i>	6	1255	4	59	454	61.6	PP	462	62.6	PP	704.0	43.9	DD	DD
<i>Hylodes magalhaesi</i>	5	1304	2	58	273	36.0	PP	273	36.0	PP	415.0	68.2	DD	DD
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>oea</i> (sp. 1)	4	1476	2	56	53	6.4	NP	53	6.4	NP	155.4	89.5	-	-
<i>Holoaden luederwaldti</i>	5	1713	2	54	460	50.0	PP	468	50.9	PP	632.0	63.1	DD	EN
<i>Crossodactylus</i> sp. 1	3	1897	1	52	120	12.1	NP	124	12.5	NP	229.9	87.9	-	-
<i>Euparkerella tridactyla</i>	7	3124	2	44	107	7.8	NP	109	7.9	NP	862.0	72.4	VU	NT
<i>Proceratophrys itamari</i>	6	4394	2	38	306	18.2	NP	312	18.5	NP	836.0	81.0	-	LC
<i>Scinax duartei</i>	8	5574	6	34	482	25.1	PP	489	25.5	PP	804.0	85.6	LC	VU
<i>Ischnocnema oea</i>	8	6052	6	33	217	10.8	NP	220	11.0	NP	1600.0	73.6	NT	NT
<i>Aplastodiscus</i> aff. <i>leucopygius</i>	10	6687	5	31	570	27.1	PP	581	27.6	PP	1534.0	77.1	-	-
<i>Hylodes perere</i>	5	6832	0	31	87	4.1	NP	91	4.3	NP	850.0	87.6	-	DD

Tabela 1. Continuação.

Espécie	Pontos	Área (km ²)	Pontos em UCs (PI)	Meta (%)	Área UCs PI (km ²)	Meta atingida UCs PI (%)	Status de proteção (UCs PI)	Área todas UCs (km ²)	Meta atingida todas UCs (%)	Status de proteção (todas UCs)	Área em fragmentos (km ²)	% de área perdida	IUCN	Brasil
<i>Crossodactylus</i> sp. 2	6	7213	1	30	140	6.4	NP	157	7.2	NP	1460.0	79.8	-	-
<i>Ololygon arduous</i>	10	7343	1	30	104	4.7	NP	135	6.1	NP	1561.0	78.7	DD	DD
<i>Fritziana tonimi</i>	8	7351	3	30	189	8.6	NP	193	8.8	NP	1734.0	76.4	-	-
<i>Crossodactylodes bokermanni</i>	6	7507	2	30	207	9.3	NP	210	9.4	NP	1687.0	77.5	NT	NT
<i>Megaelosia apuana</i>	9	7996	6	29	605	26.5	PP	616	27.0	PP	1575.0	80.3	DD	NT
<i>Ololygon ranki</i>	5	8101	0	28	62	2.7	NP	62	2.7	NP	657.0	91.9	DD	NT
<i>Adelophryne meridionalis</i>	7	8976	1	27	95	4.0	NP	123	5.1	NP	2495.0	72.2	-	DD
<i>Dendrophryniscus carvalhoi</i>	5	12191	2	22	372	14.1	NP	381	14.4	NP	2430.0	80.1	EN	LC
<i>Bokermannohyla ibitipoca</i>	8	12303	6	22	981	37.0	PP	999	37.7	PP	2530.0	79.4	DD	LC
<i>Physalaemus jordanensis</i>	12	13143	4	20	901	33.5	PP	913	33.9	PP	2004.0	84.8	DD	LC
<i>Dendropsophus ruschii</i>	6	13418	2	20	673	24.9	PP	689	25.5	PP	2556.0	81.0	DD	NT
<i>Crossodactylus grandis</i>	6	13833	3	20	1226	45.1	PP	1246	45.9	PP	2547.0	81.6	DD	LC
<i>Ischnocnema abdita</i>	17	14376	5	19	276	10.1	NP	286	10.5	NP	2566.0	82.2	-	LC
<i>Ololygon cosenzai</i>	16	16626	4	17	375	13.6	NP	387	14.0	NP	2031.0	87.8	-	-
<i>Ololygon heyeri</i>	7	18251	2	15	217	7.9	NP	280	10.1	NP	2822.0	84.5	DD	DD
<i>Ololygon kautskyi</i>	5	18674	1	15	139	5.0	NP	232	8.4	NP	2881.0	84.6	DD	DD
<i>Crossodactylus weneri</i>	11	18896	3	15	897	32.6	PP	911	33.1	PP	2396.0	87.3	-	-
<i>Hylodes babax</i>	8	19778	5	14	1098	40.2	PP	1264	46.3	PP	3241.0	83.6	DD	LC
<i>Thoropa</i> aff. <i>lutzi</i>	7	20299	1	13	176	6.5	NP	187	6.9	NP	2530.0	87.5	-	-
<i>Ischnocnema vizottoi</i>	7	22951	4	11	1844	70.5	PP	1859	71.1	PP	4978.0	78.3	-	LC
<i>Aplastodiscus cavicola</i>	28	61530	7	10	869	14.1	NP	1039	16.9	NP	8576.0	86.1	NT	LC
<i>Bokermannohyla caramaschii</i>	39	27038	12	10	659	24.4	PP	683	25.3	PP	3881.0	85.6	LC	LC
<i>Chiasmocleis mantiqueira</i>	12	74145	5	10	2662	35.9	PP	2918	39.4	PP	9245.0	87.5	DD	LC

Tabela 1. Continuação.

Espécie	Pontos	Área (km ²)	Pontos em UCs (PI)	Meta (%)	Área UCs PI (km ²)	Meta atingida UCs PI (%)	Status de proteção (UCs PI)	Área todas UCs (km ²)	Meta atingida todas UCs (%)	Status de proteção (todas UCs)	Área em fragmentos (km ²)	% de área perdida	IUCN	Brasil
<i>Hylodes sazimai</i>	7	68129	1	10	1703	25.0	PP	1747	25.6	PP	7407.0	89.1	DD	LC
<i>Ischnocnema holti</i>	6	37336	3	10	1306	35.0	PP	1335	35.8	PP	4718.0	87.4	DD	LC
<i>Oloolygon aff. heyeri</i>	8	33061	3	10	1319	39.9	PP	1553	47.0	PP	5744.0	82.6	-	-
<i>Oloolygon tripui</i>	25	26144	8	10	1366	52.2	PP	1616	61.8	PP	4926.0	81.2	-	-
<i>Physalaemus feioi</i>	21	54310	1	10	488	9.0	NP	549	10.1	NP	5825.0	89.3	-	LC
<i>Physalaemus maximus</i>	7	25376	3	10	1183	46.6	PP	1398	55.1	PP	3803.0	85.0	DD	VU
<i>Proceratophrys mantiqueira</i>	14	48362	9	10	2253	46.6	PP	2307	47.7	PP	6762.0	86.0	-	LC
<i>Scinax caldarum</i>	6	36875	0	10	564	15.3	NP	574	15.6	NP	2915.0	92.1	LC	DD
<i>Zachaenus carvalhoi</i>	11	34283	6	10	632	18.4	NP	655	19.1	NP	4833	85.9	DD	LC

* Para espécies com número de pontos de ocorrência ≥ 5 , a quantidade apresentada se refere somente aos pontos utilizados na modelagem de distribuição (SDM).

1- *Physalaemus aff. maculiventris* sp. 2 de Silva et al. (*in press*); 2- *Ischnocnema aff. holti* sp. 2 de Silva et al. (*in press*).

Discussão

O sistema brasileiro de unidades de conservação (UCs) mostrou-se falho para garantir a proteção de 93% das 90 espécies de anfíbios anuros analisadas aqui, sendo que pouco mais da metade delas (51,1%) foi considerada como não protegida (NP). Dentre essas últimas, 14 espécies não possuem sequer um único registro em UC de proteção integral (PI), assim como uma espécie parcialmente protegida (PP). Tal cenário de grande déficit de proteção para anuros concorda com análises de lacunas realizadas em escala global (Rodrigues et al. 2004b; Nori et al. 2015). Além disso, nossos resultados se assemelham aos de outros estudos com anuros no Brasil no tocante às elevadas porcentagens de espécies PP e NP — 93% para 90 espécies endêmicas do bioma Cerrado (Silvano 2011); 80% entre 24 espécies endêmicas do Cerrado, porém restritas a Minas Gerais (Barata et al. 2016); e 87% entre as 42 espécies endêmicas da Serra do Espinhaço (Leite 2012). Considerando somente os anuros endêmicos da Mantiqueira, essa porcentagem chega a 92,4%, ainda superior ao registrado por Leite (2012) e Barata et al. (2016). Entretanto, Barata et al. (2016) não utilizaram metas de representação, estimaram as distribuições geográficas somente por meio de MPC ou *buffers*, e dividiram as espécies em cinco categorias de proteção com base apenas na proporção da área da distribuição presente em UCs PI. Já Silvano (2011) estabeleceu metas de representação com base em limiares muito mais altos que os nossos (60.000 km² para distribuição restrita e 350.000 km² para ampla distribuição; Silvano 2011), certamente por ter avaliado a anurofauna de um dos maiores biomas da América do Sul (Cerrado). O estudo de Leite (2012) se aproxima mais do nosso, com a diferença de que esse autor adotou o limiar inferior de 500 km² para espécies com meta de representação igual a 100% (distribuição “muito restrita”; Leite 2012).

Em qualquer análise de lacunas, os resultados dependem fortemente das metas de representação estabelecidas (Leite 2012), as quais sempre possuem algum grau de arbitrariedade (Scott et al. 1993; Jennings 2000) devido aos limiares mínimo e máximo

definidos para as áreas de distribuição das espécies. Os limiares utilizados aqui para os valores das metas de representação (100% para espécies com distribuição $\leq 100 \text{ km}^2$ e 10% para espécies com distribuição $\geq 25.000 \text{ km}^2$) foram bem menores que os de outros estudos, como Rodrigues et al. (2004a), Marini et al. (2009), Silvano (2011) e Fagundes et al. (2016) devido a três fatores. Primeiro, o menor tamanho da nossa área de estudo em comparação àquelas dos estudos supracitados (Cerrado para Silvano 2011; Serra do Espinhaço para Marini et al. 2009 e Leite 2012). Segundo, o elevado grau de fragmentação da Mata Atlântica, o que dificultaria a obtenção de metas de representação de 100% para espécies com áreas de distribuição superiores a 100 km^2 . E terceiro, o grande número de espécies endêmicas restritas (Cruz e Feio 2007; Silva et al. *in press*) e com áreas de distribuição pequenas ($< 1.000 \text{ km}^2$ de acordo com Rodrigues et al. 2004a), que é típico das regiões montanhosas neotropicais (Leite 2012; Villalobos et al. 2013). Espécies com área de distribuição restrita são as mais preocupantes em termos de conservação (Rodrigues et al. 2004b); anfíbios nessa categoria são os mais vulneráveis a situações que aumentam o risco de extinção (Morais et al. 2013; Villalobos et al. 2013; Nori et al. 2015).

As seis espécies consideradas satisfatoriamente protegidas (SP) estão restritas aos limites de duas UCs PI, ou ainda à zona de amortecimento de uma delas (a rã *Hylodes ornatus* no PN Itatiaia). Assim, não é surpreendente que elas tenham sido as únicas a preencher adequadamente as suas metas de representação. Entretanto, uma dessas espécies, *Hylodes vanzolini*, é conhecida somente dos três exemplares da série-tipo, obtidos no final dos anos 1970 no PN Caparaó (Heyer 1982), apesar dos esforços realizados na tentativa de se obter novos registros (J.P. Pombal Jr., com. pes.). Embora seja possível que *H. vanzolini* ainda persista em pontos isolados e não amostrados do Caparaó (Silva et al. *in press*), esse pode ser mais um exemplo de anfíbio montano que sofreu declínio e extinção mesmo sendo restrito à uma área protegida (Stuart et al. 2004; Lips et al. 2005). Também chama atenção o fato de somente *H.*

ornatus ser classificada como “pouco preocupante” (LC) em ambas as compilações do estado de conservação consideradas aqui (Van Sluys e Cruz 2004; ICMBio 2018a). Todas as demais espécies SP aparecem como deficientes em dados (DD) em ao menos uma das listas, à exceção de *Physalaemus* aff. *maculiventris*, também restrita aos campos de altitude do PN Caparaó e ainda em processo de descrição (P.C.A. Garcia, com. pes.).

Outro fato preocupante é que todas as espécies ameaçadas e quase ameaçadas analisadas não estão satisfatoriamente protegidas. Isso corrobora os resultados das avaliações de estado de conservação que culminaram nas listas vermelhas aqui consideradas (MMA 2014; IUCN 2016b), e acompanha a tendência mundial de baixa representação de anfíbios ameaçados em áreas protegidas (Venter et al. 2014). Três dessas espécies, *Bokermannohyla vulcaniae*, *Ololygon ranki* e *Proceratophrys palustris*, estão ausentes em UCs PI, embora *B. vulcaniae* e *O. ranki* ocorram em duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) no município de Poços de Caldas, Minas Gerais (E.T. Silva, dados não publicados). As RPPNs são, por definição, UCs de uso sustentável (Brasil 2000) embora na prática exerçam um papel análogo ao de UCs PI (Crouzeilles et al. 2013). Porém, em geral as RPPNs possuem dimensões muito inferiores às UCs PI (Crouzeilles et al. 2013); dessa forma, sua contribuição para a porcentagem atingida das metas de proteção das espécies supracitadas foi muito baixa (ver Tabela 1).

Por outro lado, oito espécies de anuros qualificadas como “pouco preocupantes” (LC) na última revisão do estado de conservação dos anfíbios brasileiros (ICMBio 2018a) foram consideradas não protegidas (NP) (ver Tabela 1). Quatro dessas espécies figuram em outras categorias na lista global de espécies ameaçadas: *Aplastodiscus cavicola* como NT (Cruz et al. 2004); *Dendrophryniscus carvalhoi* como EN (Silvano e Peixoto 2004); *Proceratophrys phyllostomus* e *Zachaenus carvalhoi* como DD (Peixoto e Silvano 2004a,b). O status LC na lista brasileira certamente se deveu aos registros dessas espécies obtidos posteriormente às avaliações que constam na lista global (IUCN 2016b), como observado para outros anuros

serranos no Brasil (Leite et al. 2008; Pimenta et al. 2008). Outra dessas oito espécies, *Phasmahyla exilis*, é tida como LC em ambas as listas, mesmo se tratando de uma espécie pouco frequente na natureza (Haddad et al. 2013), conhecida de apenas duas localidades (Cruz et al. 2008; Silva et al. *in press*) e com um número reduzido de exemplares em coleções (somente cinco examinados por Silva et al. *in press*). O mesmo é válido para *P. phyllostomus* (Prado e Pombal 2008), a qual não possui registros em UCs PI (ver Tabela 1). Tais fatores, juntamente com o déficit de proteção aqui evidenciado, indicam que uma possível mudança no *status* de conservação dessas espécies pode ser razoável em uma futura avaliação.

O grau de proteção obtido para algumas das espécies com menos de cinco pontos de ocorrência sofreu influência dos métodos utilizados para a estimativa da área da distribuição geográfica (MPC e *buffer*). A perereca bromelígena *Dendropsophus bromeliaceus* foi considerada PP, embora seja conhecida somente de três pontos no entorno da Reserva Biológica Augusto Ruschi, em Santa Teresa (ES), e não de dentro da UC. Entretanto, dada a grande proximidade desses pontos com a área protegida (veja em Ferreira et al. 2015), é altamente provável que a espécie ocorra dentro dos limites da UC. Por outro lado, oito espécies cujos únicos registros localizam-se dentro de UCs PI foram consideradas PP, e outras três espécies na mesma situação foram consideradas NP (ver Tabela 1), uma vez que a área da UC dentro dos *buffer* obtidos para cada uma dessas espécies não correspondeu ao mínimo necessário para que elas fossem categorizadas como SP. Três das referidas oito espécies PP – *Holoaden bradei*, *Hylodes glaber* e *Paratelmatobius lutzii* – encontram-se sem registros nos últimos 40 anos (Haddad et al. 2016a,b,c; Silva et al. *in press*), e ao menos *Ho. bradei* possui considerável chance de estar extinta (Martinelli e Toledo 2016). Esses casos exemplificam situações em que mesmo a demarcação de UCs pode não ser suficiente para a conservação de anfíbios com distribuições restritas, já que essas áreas estão sujeitas a diversos fatores que podem comprometer a permanência dessas espécies (Verdade et al. 2011; Schulze et al. 2018).

Mínimos polígonos convexos (MPC) frequentemente não capturam a heterogeneidade ambiental que distingue regiões adequadas de regiões não adequadas dentro da área de distribuição de uma espécie (Jenkins et al. 2015), causando erros de comissão que podem interferir negativamente na análise de lacunas. A modelagem de distribuição de espécies (SDM), por outro lado, é útil para a distinção das áreas adequadas, e tem sido utilizada em diversas análises de lacunas (e.g., Maiorano et al. 2008; Marini et al. 2009; Silvano 2011; Leite 2012; Magalhães et al. 2017). Ainda assim, os modelos de distribuição também apresentam erros de comissão (ou sobreprevisão), ao projetar áreas adequadas em regiões onde a espécie não ocorre devido a fatores históricos e ecológicos (e.g., interações com outras espécies), mas possui potencial para ocorrência dados os preditores utilizados (Franklin 2009; Peterson et al. 2011; Peterson e Soberón 2012). Tais erros de comissão acabam por superestimar a porcentagem da área da distribuição da espécie que é realmente protegida, ao incluir UCs localizadas em regiões de sobreprevisão (Magalhães et al. 2017). No presente estudo utilizamos abordagens *a posteriori* para aproximar a área de distribuição “real” das espécies (e.g., corte por MPC com *buffer* e/ou por cotas altimétricas), as quais embora não tenham eliminado totalmente a comissão, certamente contribuíram para diminuir os seus efeitos negativos. Contudo, encorajamos estudos comparativos utilizando modelos com e sem o processamento *a posteriori* para avaliar os efeitos dessa abordagem em análise de lacunas.

Não é surpreendente a correlação negativa entre a área estimada da distribuição das espécies e a porcentagem dessa área coberta por UCs. Uma explicação é que as UCs da região estudada são em geral pequenas e dispersas, em comparação com a rede de UCs do bioma Amazônia, por exemplo (Jenkins et al. 2015; Oliveira et al. 2017), o que reflete a histórica fragmentação da Mata Atlântica (Tabarelli et al. 2010). Dessa forma, seria esperado que as espécies com distribuições mais amplas estivessem menos protegidas (com menor cobertura de UCs dentro de suas áreas de distribuição). Entretanto, é digna de nota a grande variação na

porcentagem da distribuição protegida observada entre as espécies com áreas de distribuição pequenas (<708 km²) (ver Tabela 1 e Figura 4). Entre essas figuraram as seis espécies SP, mas também 50% das espécies NP, algumas com cobertura de UCs igual a zero (e.g. *Ollolygon* aff. *carnevallii* e *Proceratophrys palustris*).

Como também poderia ser esperado, registramos uma tendência de maior perda de *habitat* naturais seguindo o aumento da área da distribuição estimada das espécies. Uma ampla distribuição geográfica geralmente é associada a um baixo nível de ameaça em anfíbios (Toledo e Batista 2012; Morais et al. 2013). Entretanto, das 23 espécies de anuros consideradas LC em nível nacional (ICMBio 2018a) avaliadas aqui, 17 (≈74%) tiveram mais de 70% de sua área de distribuição já afetados negativamente pela perda e fragmentação de *habitat*. Dados os efeitos negativos conhecidos da fragmentação (Becker et al. 2007; Santos-Barrera e Urbina-Cardona 2011) o risco de extinção dessas espécies atualmente “menos preocupantes” pode se elevar no futuro, o que também as converte em potenciais alvos de conservação.

As espécies de anuros restritas a formações vegetacionais abertas, e aquelas que ocorrem tanto nessas formações como em ambientes florestais associados exibiram menores déficit de proteção e impacto da perda de *habitat*. Isso se deve ao fato de os ambientes onde essas espécies ocorrem, tais como os campos de altitude, estarem em grande parte dentro de UCs (Ribeiro e Freitas 2010; Garey e Provete 2016). Por outro lado, os anuros exclusivamente florestais apresentaram maiores déficit de proteção e impacto da perda de *habitat*. Nesse último quesito nosso estudo concorda com o observado por Leite (2012) para os anuros exclusivamente florestais e endêmicos do Espinhaço Meridional, em especial do Quadrilátero Ferrífero. Ambos os casos refletem mais uma vez a histórica destruição da Mata Atlântica, que se encontra reduzida a fragmentos em sua maioria com 20 a 50 hectares de área em média (Ribeiro et al. 2009; Tabarelli et al. 2010). Apesar disso, mesmo esses pequenos fragmentos florestais podem ser benéficos para os anfíbios, fornecendo refúgio, condições para dispersão e auxiliando na

regulação hidrológica (Silva et al. 2011). Nesse sentido, a recuperação de *habitat* visando o aumento da conectividade entre os fragmentos, aliada à implantação de cultivos agroflorestais e novas RPPNs devem ser priorizadas como ações de conservação (Santos-Barrera e Urbina-Cardona 2011; Crouzeilles et al. 2013; Barata et al. 2016).

O presente estudo mostrou um quadro alarmante para a conservação de anfíbios nas serras do Sudeste do Brasil, em especial na Serra da Mantiqueira, se juntando a outros que dão uma medida do imenso desafio de se evitar a perda da biodiversidade brasileira (e.g., Marini et al. 2009; Lemes et al. 2014; Jenkins et al. 2015; Oliveira et al. 2017). Como resposta, os esforços de conservação devem ser focados principalmente na expansão da rede de áreas protegidas, levando-se em conta o conhecimento sobre as distribuições das espécies e as lacunas de proteção (Venter et al. 2014; Nori et al. 2015; Barata et al. 2016). Para os anfíbios da Mata Atlântica, a criação de UCs deve ser direcionada às regiões montanhosas, as quais poderão tornar-se “refúgios” para espécies forçadas a se deslocar pelas mudanças climáticas projetadas para o século XXI (Lemes et al. 2014). Entretanto, dados os altos custos socioeconômicos da criação de UCs PI (Barata et al. 2016), as reservas particulares e outras alternativas já citadas devem ser consideradas. Na área de estudo já existem estratégias para garantir/ampliar a conectividade entre os remanescentes de *habitat* naturais, como os Corredores Ecológicos da Mantiqueira (Costa e Herrmann 2006) e Sossego-Caratinga (Minas Gerais 2014). Todavia, a eficiência dos corredores pode ser baixa ou nula na ausência de conhecimento adequado sobre a capacidade de dispersão das espécies (Magalhães et al. 2017). Assim, também é imperativo ampliar o conhecimento sobre a biologia e ecologia das espécies de anfíbios analisadas, especialmente as deficientes em dados, as quais podem estar de fato ameaçadas (Moraes et al. 2013; Jenkins et al. 2015). Somente com a integração dessas ações poderá ser possível minimizar o déficit de proteção aqui indicado, contribuindo assim para salvaguardar uma parcela considerável da diversidade de anfíbios anuros da Mata Atlântica.

Referências

- Almeida, A.P., J.L. Gasparini, e P.L.V. Peloso. 2011. Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil - The need for looking at the “coldspots”. *Checklist* 7:542–560.
- Almeida F.F.M., e C.D.R. Carneiro. 1998. Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências* 28:135–150.
- Alvarenga, M.A., J.E. Bezerra da Silva, e P.S. Nunes. 1997. Unidades de relevo. Pp. 51–73 in *Uma Visão do Brasil* (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE). Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais IBGE, Brazil.
- Araújo, M.B., e M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42–47.
- Becker, C.G., C.R. Fonseca, C.F.B. Haddad, R.F. Batista, e P.I. Prado. 2007. Habitat split and the global declines of amphibians. *Science* 318:1775–1777.
- Brasil. 2000. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e estabelece critérios e normas para a criação, a implantação e a gestão das unidades de conservação. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília.
- Brown, J.L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 694–700.
- Busby, J.R. 1991. BIOCLIM–A bioclimatic analysis and prediction system. Pp. 64–68 in *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* (Margules, C.R., e M.P. Austin, eds.). CSIRO, Australia.
- CBD–Convention on Biological Diversity. 2018. Quick guide to the Aichi Biodiversity Targets–Protected areas increased and improved. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/T11-quick-guide-en.pdf>. Acessado em 03 de junho de 2018.
- Chefaoui, R.M., e J.M. Lobo. 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210:478–486.
- Costa, C., e G. Herrmann. 2006. O corredor ecológico da Mantiqueira. Pp. 13–29 in *Plano de ação do corredor ecológico da Mantiqueira* (Costa, C.M.R., G. Hermann, I.A. Pinto, e P.A.M. Costa, eds.). Valor Natural, Belo Horizonte, Brasil.
- Crouzeilles, R., M.M. Vale, R. Cerqueira, e C.E.V. Grelle. 2013. Increasing strict protection through protected areas on Brazilian private lands. *Environmental Conservation* 40:209–210.
- Cruz, C.A.G., e R.N. Feio. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. Pp. 117–126 in *Herpetologia no Brasil II* (Nascimento, L.B. e M.E. Oliveira, eds.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Brasil.
- Cruz, C.A.G., S.P. Carvalho-e-Silva, e O.L. Peixoto. 2004. *Aplastodiscus cavicola*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T55437A11311450. Disponível em: Disponível

- em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T55437A11311450.en>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Cruz, C.A.G., M.F. Napoli, e P.M. Fonseca. 2008. A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the state of Bahia, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3:187–195
- Dudley, N. (ed.). 2008. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN (International Union for Conservation of Nature), Switzerland.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y.E. Chee, e C.J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- Euclides, A.C.P., e S.R.A. Magalhães. 2006. A Área de Proteção Ambiental (APA) e o ICMS Ecológico em Minas Gerais: algumas reflexões. *Geografias* 2:39–55.
- Fagundes, C.K., R.C. Vogt, e P. De Marco Jr. 2016. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* 22:123–135
- Ferreira, R.B., J. Faivovich, K.H. Beard, e J.P. Pombal, Jr. 2015. The First Bromeligenous Species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil's Atlantic Forest. *PLoS ONE* 10:e0142893.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions - Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, UK.
- Garey, M.V., and D.B. Provete. 2016. Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of Southern and Southeastern Brazil. *Oecologia Australis* 20:94–108.
- Gatto, L.C., V.L.S. Ramos, B.T.A. Nunes, L. Mamede, M.H.B. Goés, C.A. Mauro, S.M. Alvarenga, E.M.S. Franco, A.F. Quirico, e L.B. Neves. 1983. Geomorfologia. Pp. 305–367 in *Folhas SF.23/24. Rio de Janeiro/Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de Recursos Naturais, volume 32 (Projeto RADAMBRASIL)*. Ministério das Minas e Energia, Brazil.
- Guisan, A., T.C. Edwards Jr., e T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89–100.
- Haddad, C.F.B., M.V. Segalla, Y.S.L. Bataus, ... U. Caramaschi. 2016a. Avaliação do Risco de Extinção de *Holoaden bradei* B. Lutz, 1959 “1958”. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7515-anfibios-holoaden-bradei.html>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Haddad, C.F.B., I.F. Machado, J.G.R. Giovanelli, ... U. Caramaschi. 2016b. Avaliação do Risco de Extinção de *Hylodes glaber* (Miranda-Ribeiro, 1926). Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7610-anfibios-hylodes-glaber.html>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Haddad, C.F.B., M.V. Segalla, Y.S.L. Bataus, ... U. Caramaschi. 2016c. Avaliação do Risco de Extinção de *Paratelmatoobius lutzii* Lutz & Carvalho, 1958. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Disponível em:

- <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7516-anfibios-paratelmatoebius-lutzii.html>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Heyer, W.R. 1982. Two new species of the frog genus *Hylodes* from Caparaó, Minas Gerais, Brasil (Amphibia: Leptodactylidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 95:377–385.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018a. Anfíbios. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2785-anfibios>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018b. Lista de Espécies Quase Ameaçadas e Com Dados Insuficientes. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies-dados-insuficientes>. Acessado em 25 de maio de 2015.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2016a. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 12.0. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-documents>. Acessado em 03 de junho de 2016.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2016b. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acessado em 03 de junho de 2016.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2018. Amphibians on the IUCN Red List. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians/analysis/red-list-status>. Acessado em 04 de maio de 2018.
- Jenkins, C.N., M.A.S. Alves, A. Uezu, e M.M. Vale. 2015. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLoS One* 10:e0145064.
- Jennings, M.D. 2000. Gap analysis: Concepts, methods, & recent results. *Landscape Ecology* 15:5–20.
- Leite, F.S.F. 2012. Taxonomia, Biogeografia e Conservação dos Anfíbios da Serra do Espinhaço. Ph. D. Dissertation, Universidade Federal de Minas Gerais, Brazil.
- Leite, F.S.F., F.A. Juncá, e P.C. Eterovick. 2008. Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Serra do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade* 4:158–176.
- Lemes, P., A.S. Melo, e R.D. Loyola. 2014. Climate changes threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 23:357–368.
- Lips, K.R., P.A. Burrowes, J.R. Mendelson, e G. Parra-Olea. 2005. Amphibian declines in Latin America: widespread population declines, extinctions, and impacts. *Biotropica* 37:163–165.
- Magalhães, R.F., P. Lemes, A. Camargo, U. Oliveira, R.A. Brandão, H. Thomassen, P.C.A. Garcia, F.S.F. Leite, e F.R. Santos. 2017. Evolutionarily significant units of the critically endangered leaf frog *Pithecopus ayeaye* (Anura, Phyllomedusidae) are not effectively preserved by the Brazilian protected areas network. *Ecology and Evolution* 7:8812–8828.

- Maiorano, L., A. Falcucci, e L. Boitani. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation* 133:455–473.
- Margules, C.R., e R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Marini, M.A., M. Barbet–Massin, F. Jiguet, e L.E. Lopes. 2009. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* 142:3039–3050.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen, e W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15:59–69.
- Martinelli, A., e L.F. Toledo. 2016. The last scream: the distress call of a probably extinct Brazilian anuran (*Holoaden bradei* Lutz, 1958). *Zootaxa* 4184:383–385.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30:587–597.
- Minas Gerais. 2014. Decreto NE Nº 397, de 1º de agosto de 2014. Cria o Corredor Ecológico Sossego-Caratinga nos Municípios de Caratinga, Simonésia, Manhuaçu, Ipanema, Santa Bárbara do Leste, Santa Rita de Minas e Piedade de Caratinga, e dá outras providências. *Diário Oficial do Executivo do Estado de Minas Gerais, Caderno 1*. 143: 5.
- MMA–Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014 - Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. *Diário Oficial da União, Seção 1*. 245: 121–126.
- Morais, A.R., R.T. Braga, R.P. Bastos, e D. Brito. 2012. A comparative analysis of global, national, and state red lists for threatened amphibians in Brazil. *Biodiversity Conservation* 21:2633–2640.
- Morais, A.R., M.N. Siqueira, P. Lemes, N.M. Maciel, P. De Marco Jr., e D. Brito. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation* 166:98–102.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, e J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Nix, H.A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. Pp. 4–15 in *Atlas of Australian Elapid Snakes* (Bureau of Flora and Fauna ed.). Australian Government Publishing Service, Australia.
- Nori, J., P. Lemes, N. Urbina-Cardona, D. Baldo, J. Lescano, e R. Loyola. 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation* 191:367–374.
- Oliveira, U., B.S. Soares-Filho, A.P. Paglia, ... e A.J. Santos. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports* 7:9141.
- Peixoto, O.L., e D. Silvano. 2004a. *Proceratophrys phyllostoma*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T57307A11616136. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T57307A11616136.en>. Acessado em 30 de abril de 2018.

- Peixoto, O.L., e D. Silvano. 2004b. *Zachaenus carvalhoi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T57374A11628767. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T57374A11628767.en>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Pena, J.C.C., L.H.Y. Kamino, M. Rodrigues, E. Mariano-Neto, e M.F. Siqueira. 2014. Assessing the conservation status of species with limited available data and disjunct distribution. *Biological Conservation* 170:130–136.
- Peterson, A.T., e J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* 10:1–6.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, and M.B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, USA.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, e R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Pimenta, B.V.S., C.F.B. Haddad, L.B. Nascimento, C.A.G. Cruz, e J.P. Pombal Jr. 2005. Comment on “status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide”. *Science* 309:1999b.
- Pimenta, B.V.S., M. Wachlevski, e C.A.G. Cruz. 2008. Morphologic and acoustic variation, geographic distribution, and conservation status of the Spinythumb Frog *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi & Sazima, 1985 (Anura, Hyloidae). *Journal of Herpetology* 42:481–492.
- Prado, G.M., e J.P. Pombal, Jr. 2008. Espécies de *Proceratophrys* Miranda-Ribeiro, 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae). *Arquivos de Zoologia* 39:1–85.
- Prestes, L.D., L.F.C. Perello, e N.L.S. Gruber. 2018. Métodos para avaliar efetividade de gestão: o caso particular das Áreas de Proteção Ambiental (APAs). *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 44:340–359.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.
- Rangel, T.F., e R.D. Loyola. 2012. Labeling Ecological Niche Models. *Natureza & Conservação* 10:119–126.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni, e M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Ribeiro, K.T., e L. Freitas. 2010. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. *Biota Neotropica* 10:239–246.
- Rodrigues, A.S.L., H.R. Akcakaya, S.J. Andelman, ... X. Yan. 2004a. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54:1092–1100.
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, ... e X. Yan. 2004b. Effectiveness of the global protected-area network in representing species diversity. *Nature* 428:640–643.

- Santos-Barrera, G, e J.N. Urbina-Cardona. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:679–687.
- Schulze, K., K. Knights, L. Coad, ... e N.D. Burgess. 2018. An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conservation Letters* 2018:e12435.
- Scott, J.M., F.W. Davis, B. Csuti, ... e R.G. Wright. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1–41.
- Silva, E.T., M.A.A. Peixoto, F.S.F. Leite, R.N. Feio, e P.C.A. Garcia. *in press*. Anuran richness and distribution in a highly diverse region of the Atlantic Forest: The Mantiqueira Mountain Range in southeastern Brazil. *Herpetologica*.
- Silva, F.R., V.H.M. Prado, e D.C. Rossa-Feres. 2011. Value of small forest fragments to amphibians. *Science* 332:1033.
- Silvano, D.L. 2011. Distribuição e conservação de anfíbios no cerrado em cenários atuais e futuros. Ph. D. Dissertation, Universidade de Brasília, Brazil.
- Silvano, D., e O.L. Peixoto. 2004. *Dendrophryniscus carvalhoi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T54807A11204563. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T54807A11204563.en>. Acessado em 30 de abril de 2018.
- Silveira, F.A.O., D. Negreiros, N.P.U. Barbosa, ... e H. Lambers. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil* 403:129–152.
- Sodhi, N.S., D. Bickford, A.C. Diesmos, T.M. Lee, L.P. Koh, B.W. Brook, C.H. Sekercioglu, e C.J.A. Bradshaw. 2008. Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLoS ONE* 3:e1636.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman, and R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783–1786.
- Tabarelli, M., A.V. Aguiar, M.C. Ribeiro, J.P. Metzger, e C.A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic forest: lessons for aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143:2328–2340.
- Toledo, L.F., and R.F. Batista. 2012. Integrative study of Brazilian anurans: geographic distribution, size, environment, taxonomy, and conservation. *Biotropica* 44:785–792.
- UNEP–WCMC (United Nations Environment Programme–World Conservation Monitoring Centre) e IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2016. Protected Planet Report 2016 - Update on global statistics December 2016. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/c/protected-planet-report-2016/december-2016--global-update>. Acessado em 03 de junho de 2018.
- Van Sluys, M., e C.A.G. Cruz. 2004. *Hylodes ornatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T57097A11571040. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T57097A11571040.en>. Acessado em 30 de abril de 2018.

- Venter, O., R.A. Fuller, D.B. Segan, ... e J.E.M. Watson. 2014. Targeting global protected area expansion for imperiled biodiversity. *PLoS Biology* 12:e1001891.
- Verdade, V.K., A.C.Q. Carnaval, M.T. Rodrigues, L. Schiesari, D. Pavan, e J. Bertoluci. 2011. Decline of amphibians in Brazil. Pp. 85–127 in *Amphibian Biology, Volume 9: Status of Decline of Amphibians: Western Hemisphere. Part 2: Uruguay, Brazil, Ecuador and Colombia* (Heatwole, H., C.L. Barrio-Amorós, and J.W. Wilkinson, eds.). Surrey Beatty and Sons, Australia.
- Villalobos, F., R. Dobrovolski, D.B. Provete, and S.F. Gouveia. 2013. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. *PLoS ONE* 8:e56073.
- Watson J.E.M., N. Dudley, D.B. Segan, e M. Hockings. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515:67–73.
- Zalán, P.V. 2012. Origem e evolução das bacias cenozoicas do Sudeste. Pp. 544–548 in *Geologia do Brasil* (Hasui, Y., C.D.R. Carneiro, F.F.M. Almeida, e A. Bartorelli, eds.). Beca, Brazil.

Apêndice 1

Metodologia utilizada na modelagem de distribuição de espécies

Os registros pontuais das espécies passaram por dois filtros de seleção antes de serem utilizados na modelagem: 1° - exclusão daqueles associados a coordenadas de centroides municipais; 2° - exclusão de um dos pontos em um par de registros muito próximos (*i. e.*, a menos de cinco *pixels* de distância). As variáveis ambientais foram obtidas na base de dados do AMBDATA (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/>) a uma resolução de 30 segundos de arco. Essas variáveis incluíram 19 camadas bioclimáticas, que são essencialmente as mesmas disponíveis no portal WorldClim (Hijmans et al. 2005; <http://www.worldclim.org/>), e também camadas representando altitude, declividade, densidade de drenagem, distância à drenagem mais próxima, e porcentagem de cobertura arbórea. A colinearidade das variáveis foi reduzida utilizando-se uma análise espacial de componentes principais (ACP), a partir da qual foram derivados 24 componentes principais. Utilizamos os quatro primeiros componentes como preditores, os quais contabilizaram 96,95% de toda a variação original das camadas ambientais (Tabela S1, Apêndice 2).

O processo de modelagem foi realizado com o programa R 3.3.2 (R Core Team, 2016), utilizando a interface RStudio (<http://www.rstudio.com/>). Para os modelos dos algoritmos SRE, GLM e MaxEnt foi utilizado o pacote *biomod2* versão 3.3-7 (Thuiller et al. 2009; 2016). O método DM foi implementado no pacote *dismo* versão 1.1-1 (Hijmans e Elith 2016; Hijmans et al. 2016). Os parâmetros dos algoritmos foram selecionados em seu modo “*default*”, exceto para o número máximo de interações do MaxEnt, estabelecido em 500 (Pearson et al. 2007). Os modelos foram calibrados na área delimitada pelas coordenadas dos limites extremos do Sudeste do Brasil ($\approx 14.23^{\circ}$ – 25.31° S; 38.78° – 53.11° W).

Para as espécies com mais de 15 pontos de ocorrência, foram realizadas 10 réplicas de cada algoritmo, utilizando em cada uma 80% dos pontos de ocorrência para treino e 20 % para teste, selecionados por validação cruzada (Fielding e Bell 1997; Franklin 2009). Para as espécies com menos de 15 pontos de ocorrência, foi utilizado o procedimento “*jackknife*” ou “*leave-one-out*” de Pearson et al. (2007). Para a calibração dos modelos utilizamos “ausências reais” obtidas através da seleção de 54 localidades no Sudeste do Brasil com inventários de anfíbios realizados (Tabela S2, Apêndice 2). Somente foram consideradas localidades que tenham sido amostradas por um período mínimo de um ano e com duas metodologias complementares, ou então por período menor, mas usando armadilhas de interceptação e queda e/ou amostragem de girinos. Adicionalmente, para as espécies endêmicas de uma porção da Mantiqueira (e.g. Setentrional), foram considerados como ausências os registros das espécies endêmicas da outra porção (Meridional). Para algumas espécies foram utilizadas pseudo-ausências geradas aleatoriamente, para se chegar a um número mínimo de “ausências” equivalente a 10 vezes o número total de pontos de ocorrência (Chefaoui e Lobo 2008; Giovanelli et al. 2010).

A performance dos modelos foi avaliada utilizando-se um índice independente de limiar, a área abaixo da curva (AUC) da métrica *receiver operating characteristic* (ROC)

(Fielding e Bell 1997; Franklin 2009). Os valores de AUC variam entre 0,5 e 1,0. Modelos aleatórios possuem AUC = 0,5; modelos com performance moderada possuem AUC entre 0,7 e 0,9; modelos ótimos atingem AUC > 0,9 (Manel et al. 2001). Os modelos finais de cada algoritmo foram representados pela média entre as réplicas com AUC > 0,7. Para se obter os modelos binários (presença e ausência) necessários para estimar o tamanho da área da distribuição geográfica foi utilizado o limiar da presença mínima (“*lowest presence threshold*”; LPT) (Pearson et al. 2007). Os modelos binários de cada algoritmo com AUC > 0,7 foram somados, e foram extraídas as células onde ao menos três algoritmos concordaram em indicar a presença da espécie (no caso de três ou quatro algoritmos com AUC > 0,7), ou ao menos dois algoritmos (quando somente dois modelos atingiram AUC > 0,7). O resultado foi considerado o modelo de consenso entre os algoritmos (Araújo e New 2007; Marmion et al. 2009), utilizado como representação da distribuição potencial de cada espécie.

Referências citadas

- Araújo, M.B., e M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42–47.
- Brown, J.L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 694–700.
- Chefaoui, R.M., e J.M. Lobo. 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210:478–486.
- Farber, O., e R. Kadmon. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling* 160:115–130.
- Fielding, A.H., e J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions - Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, UK.
- Giovanelli, J.G.R., M.F. Siqueira, C.F. Haddad, e J. Alexandrino. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling* 221:215–224.

- Guisan, A., T.C. Edwards Jr., e T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89–100.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P. Jones, e A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- Hijmans, R.J., e J. Elith. 2016. Species distribution modeling with R. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>.
- Hijmans, R.J., S. Phillips, J. Leathwick, e J. Elith. 2013. dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.0-8. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Manel, S., H.C. Williams, e S.J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921–931.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen, e W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15:59–69.
- Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura, e A.T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.
- Peterson, A.T., e J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* 10:1–6.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, and M.B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, USA.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, e R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.
- Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler, e M.B. Araújo. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32:369–373.
- Thuiller, W., D. Georges, R. Engler, e F. Breiner. 2016. biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.3-7 (Março 2016). Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.

Apêndice 2

Tabela S1. Resumo da análise de componentes principais realizada com as variáveis ambientais, indicando os quatro componentes principais (CP) utilizados como preditores para os modelos de distribuição potencial. Os valores na matriz representam a contribuição individual de cada variável ambiental em cada PC. Também são apresentadas as porcentagens de variação individuais e acumuladas de cada CP.

Camadas ambientais (variáveis)	Componentes principais			
	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
Altitude	0.075	0.648	-0.665	0.013
Temperatura média anual	-0.014	-0.018	0.030	0.005
Temperatura média do trimestre mais quente	-0.002	-0.021	0.030	-0.003
Temperatura média do trimestre mais frio	-0.026	-0.016	0.031	0.000
Precipitação Anual	0.139	0.591	0.655	-0.227
Precipitação do mês mais chuvoso	-0.007	0.126	0.061	0.123
Precipitação do mês mais seco	0.023	-0.007	0.027	-0.086
Sazonalidade da Precipitação	-0.014	0.017	-0.024	0.077
Precipitação do trimestre mais chuvoso	-0.011	0.334	0.179	0.314
Precipitação do trimestre mais seco	0.086	-0.029	0.094	-0.305
Precipitação do trimestre mais quente	0.191	0.191	0.080	0.506
Precipitação do trimestre mais frio	0.084	-0.016	0.123	-0.345
Variação Diurna Média de Temperatura	0.009	0.009	-0.013	0.045
Isotermalidade	-0.002	0.004	-0.005	0.004
Sazonalidade da Temperatura	0.958	-0.175	-0.063	0.019
Temperatura máxima do mês mais quente	-0.003	-0.016	0.025	0.007
Temperatura mínima do mês mais frio	-0.030	-0.027	0.036	-0.039
Amplitude térmica anual	0.027	0.010	-0.012	0.046
Temperatura média do trimestre mais úmido	0.001	-0.020	0.030	0.004
Temperatura média do trimestre mais seco	-0.026	-0.014	0.035	-0.013
Declividade	0.002	0.002	-0.003	-0.009
Densidade de drenagem	0.000	-0.005	0.001	0.008
Distância à drenagem mais próxima	0.043	0.180	-0.224	-0.589
Porcentagem de cobertura arbórea	0.006	0.004	0.001	-0.031
Porcentagem da variação explicada por cada CP	63.33	20.35	10.23	3.04
Porcentagem da variação acumulada	63.33	83.68	93.92	96.95
Autovalores de cada CP	296836	95405.8	47965.2	14231

Tabela S2. Localidades utilizadas como ausências reais para a calibração e avaliação dos modelos de distribuição potencial de 45 espécies de anfíbios anuros com ocorrência na Serra da Mantiqueira. Legenda: EPDA – Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental; ESEC – estação ecológica; FLONA – Floresta Nacional; PARNA – Parque Nacional; PE – Parque Estadual; PNM – Parque Natural Municipal; RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural; estados brasileiros: ES – Espírito Santo; MG – Minas Gerais; RJ – Rio de Janeiro; SP – São Paulo.

Localidade	Município	Estado	Latitude	Longitude	Fonte
Barão de Monte Alto	Barão de Monte Alto	MG	-21.245	-42.238	Pereira, E.A. et al. (2016). Check List 12(5): 1977.
Brumadinho	Brumadinho	MG	-20.124	-44.219	Linhares, A.M. e Eterovick, P.C. (2013). Herpetologica, 69(2): 237–256.
Caucaia	Caucaia	SP	-23.715	-47.073	Bruscargin, R.T. et al. (2014). J. Nat. Hist. 48(35-36): 2219-2234.
Centro Marista São José das Paineiras	Mendes	RJ	-22.500	-43.750	Folly, M. et al. (2014). Herpetol. Notes 7: 489-499.
EPDA Peti	São Gonçalo do Rio Abaixo	MG	-19.892	-43.368	Bertoluci, J. et al. (2009). Biota Neotrop. 9(1): 147-155.
ESEC Água Limpa	Cataguases	MG	-21.373	-42.707	Assis, C.L. (dados não publicados)
ESEC de Assis	Assis	SP	-22.584	-50.376	Bertoluci, J. et al. (2007). Sci. Agric. 64(4): 364-374; Ribeiro Jr., J.W. e Bertoluci, J. (2009). Biota Neotrop., 9(1): 207-216.
ESEC de Caetetos	Gália e Alvilândia	SP	-22.403	-49.699	Bertoluci, J. et al. (2007). Sci. Agric. 64(4): 364-374.
ESEC de Itirapina	Itirapina	SP	-22.219	-47.898	Brasileiro, C.A. et al. (2005). Biota Neotrop. 5(2): 1–17.
ESEC Jataí	Luis Antônio	SP	-21.618	-47.765	Prado, V.H.M. et al. (2009). Check List 5(3): 495–502.
Estação Biológica de Boracéia	Salesópolis	SP	-23.631	-45.870	Heyer, W.R. et al. (1990). Arq. Zool. 31(4): 231-410.
Fazenda Atibaia	São José do Barreiro	SP	-22.643	-44.657	Serafim, H. et al. (2008). Biota Neotrop. 8(2): 69-77.
Fazenda Gameleira	João Pinheiro	MG	-17.677	-46.184	Silveira, A.L. (2006). Arq. Mus. Nac. 64(2): 131-139.
Fazenda José Pascoal	Linhares	ES	-19.467	-39.900	Teixeira, R.L. et al. (2015). Salamandra 51(3): 259–262.
Fazenda Lagoa	Monte Belo	MG	-21.400	-46.267	Garey, M.V. e Silva, V.X. (2010). S. Amer. J. Herpetol. 5(1): 64-72.

Localidade	Município	Estado	Latitude	Longitude	Fonte
Fazenda Paraíso	Ibiúna	SP	-24.230	-47.377	Bruscargin, R.T. et al. (2014). J. Nat. Hist. 48(35-36): 2219-2234.
Fazenda Rio Claro	Lençóis Paulista	SP	-22.759	-48.981	Maffei, F. et al. (2011). Anfíbios da Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, SP. São Paulo: Canal 6 Editora.
FLONA Mário Xavier	Seropédica	RJ	-22.722	-43.706	Caram, J. et al. (2016). Check List 12(6): 1997
Guararapes	Guararapes	SP	-21.267	-50.617	Bernarde, P.S. e Kokobum, M.N.C. (1999). Acta Biol. Leopold., 21(1): 89-97.
Mata de São José	Rio Claro	SP	-22.367	-47.467	Zina, J. et al. (2007). Biota Neotrop. 7(2): 49-58.
Morro São João	Cassimiro de Abreu	RJ	-22.539	-42.031	Almeida-Gomes, M. et al. (2008). An. Acad. Bras. Ciên. 80(2): 291-300.
Nova Itapirema	Nova Aliança	SP	-21.075	-49.543	Vasconcelos, T.S. e Rossa-Feres, D.C. (2005). Biota Neotropica 5(2): 2-14.
PARNA Serra da Canastra	São Roque de Minas	MG	-20.349	-46.638	Barros, A.B. (2011). Dissertação de Mestrado, UFV, Viçosa.
PARNA Serra do Cipó	Jaboticatubas	MG	-19.381	-43.543	Eterovick, P.C. e Sazima, I. (2004). Belo Horizonte: editora PUC Minas.
PE Carlos Botelho	São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras	SP	-24.131	-47.949	Bertoluci, J. et al. (2007). Sci. Agric. 64(4): 364-374.
PE Cunhambebe	Itaguaí	RJ	-22.885	-43.893	Ouvernay, D. et al. (2012). Check List 8(6): 1047-1051.
PE de Grão Mogol	Grão Mogol	MG	-16.414	-42.856	RAN - ICMBio (dados não publicados)
PE de Jurupará	Piedade	SP	-23.948	-47.396	Bruscargin, R.T. et al. (2014). J. Nat. Hist. 48(35-36): 2219-2234.
PE do Desengano	Santa Maria Madalena	RJ	-21.867	-41.900	Siqueira, C.C. et al. (2011). Biota Neotrop. 11(4): 131-137. Santos, T.G. et al. (2009). J. Nat. Hist. 43(15-16): 973-993;
PE do Morro do Diabo	Teodoro Sampaio	SP	-22.519	-52.278	Vasconcelos, T.S. et al. (2010). North-West. J. Zool. 6(2): 275-285.

Localidade	Município	Estado	Latitude	Longitude	Fonte
PE do Pico do Itambé	Santo Antônio do Itambé	MG	-18.389	-43.341	Barata, I.M. et al. (2016). <i>Herpetol. Conserv. Biol.</i> 11(2): 293–303.
PE do Rio Doce	Marliéria	MG	-19.776	-42.606	Feio, R.N. et al. (1998). Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce. Viçosa: IEF e UFV.
PE do Rio Preto	São Gonçalo do Rio Preto	MG	-18.154	-43.347	Barata, I.M. et al. (2016). <i>Herpetol. Conserv. Biol.</i> 11(2): 293–303.
PE dos Três Picos	Nova Friburgo	RJ	-22.359	-42.568	Siqueira, C.C. et al. (2009). <i>Zoologia</i> 26(1): 97-102; Siqueira, C.C. et al. (2011). <i>Zoologia</i> 28(4): 457–464.
PE Intervalas	Ribeirão Grande	SP	-24.268	-48.414	Bertoluci, J. et al. (2007). <i>Sci. Agric.</i> 64(4): 364-374.
PE Turístico Alto Ribeira	Iporanga	SP	-24.335	-48.605	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PE Turístico Alto Ribeira	Iporanga	SP	-24.325	-48.507	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PE Turístico Alto Ribeira	Iporanga	SP	-24.534	-48.703	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PE Turístico Alto Ribeira	Iporanga	SP	-24.490	-48.588	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PE Turístico Alto Ribeira	Iporanga	SP	-24.546	-48.680	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PE Turístico Alto Ribeira	Apiaí	SP	-24.436	-48.584	Araújo, C.O. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(4): 257-274.
PNM Taquara	Duque de Caxias	RJ	-22.568	-43.251	Salles, R.O. et al. (2009). <i>Check List</i> 5(4): 840–854.
Pousada Recanto da Floresta	São José do Barreiro	SP	-22.719	-44.614	Serafim, H. et al. (2008). <i>Biota Neotrop.</i> 8(2): 69-77.
Reserva do Morro Grande	Cotia	SP	-23.715	-46.946	Bruscargin, R.T. et al. (2014). <i>J. Nat. Hist.</i> 48(35-36): 2219-2234.
Reserva Ecológica de Guapiaçu	Cachoeiras de Macacu	RJ	-22.420	-42.737	Rocha, C.F.D. et al. (2007). <i>Trop. Zool.</i> 20: 99-108; Almeida-Gomes, M. et al. (2014). <i>Biota Neotrop.</i> 14(3): 1–15.
Reserva Rio das Pedras	Mangaratiba	RJ	-22.991	-44.100	Carvalho-e-Silva, A.M.T. et al. (2008). <i>Biota Neotrop.</i> 8(1): 199-209.
Ribeirão Grande	Ribeirão Grande	SP	-24.087	-48.348	Bruscargin, R.T. et al. (2014). <i>J. Nat. Hist.</i> 48(35-36): 2219-2234.
RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes	Guapimirim	RJ	-22.571	-43.025	Silva-Soares, T. et al. (2010). <i>Biota Neotrop.</i> 10(2).

Localidade	Município	Estado	Latitude	Longitude	Fonte
RPPN Fazenda Macedônia	Ipaba	MG	-19.362	-42.392	Folly, H. e Silva, E.T. (dados não publicados)
Santa Maria	Cataguases	MG	-21.235	-42.691	Assis, C.L. (dados não publicados)
Serra de Monte Verde	Cambuci	RJ	-21.483	-41.867	Almeida-Gomes, M. et al. (2011). <i>Braz. J. Biol.</i> , 70(3): 871-877.
Sinimbu	Cataguases	MG	-21.339	-42.763	Assis, C.L. (dados não publicados)
Tapiraí	Tapiraí	SP	-23.889	-47.460	Bruscargin, R.T. et al. (2014). <i>J. Nat. Hist.</i> 48(35-36): 2219-2234.
Vitória	Vitória	ES	-20.282	-40.288	Ferreira, R.B. et al. (2010). <i>Salamandra</i> 46(4): 187-196.

Capítulo 4

Integrando interações bióticas à distribuição geográfica:
um estudo com espécies serranas do grupo bromelígena
Ololygon perpusilla (Anura, Hylidae)

(Periódico de submissão não definido)

**Integrando interações bióticas à distribuição geográfica: um estudo com espécies
serranas do grupo bromelígena *Ololygon perpusilla* (Anura, Hylidae)**

Emanuel T. da Silva^{1,2,6}, João Victor A. Lacerda^{1,3}, Marco Antônio A. Peixoto^{4,5}, Hélio
Ricardo da Silva⁶, Paulo C. A. Garcia^{1,2,3}

¹ Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas,
Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901,
Belo Horizonte, MG, Brasil

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre,
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio
Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil

³ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo
Horizonte, MG, Brasil

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Avenida
P.H. Rolfs s/n, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil

⁵ Museu de Zoologia João Moojen, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal
de Viçosa, Vila Gianetti, 32, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil

⁶ Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro Laboratório de Herpetologia Instituto de
Biologia, Departamento de Biologia Animal Caixa Postal 74524 - CEP 23851-970
Seropédica, RJ, Brasil

Resumo

A contribuição das interações bióticas para a distribuição geográfica é geralmente negligenciada em estudos macroecológicos, apesar de certas interações serem cruciais para a ocorrência de diversas espécies. Um exemplo são as pererecas do grupo de *Ololygon perpusilla* (Anura, Hylidae), endêmicas da Mata Atlântica brasileira, e que têm toda a sua história de vida associada a plantas Bromeliaceae que acumulam água em suas rosetas (hábito bromelígena). Nós testamos se o uso de modelos de distribuição de duas espécies de bromélias rupícolas do gênero *Alcantarea* como variáveis preditoras teria impacto positivo sobre as representações das distribuições potenciais de três espécies do grupo *O. perpusilla* restritas às serras da Mantiqueira e do Mar no Sudeste do Brasil (*Ololygon arduous*, *O. cosenzai* e *O. v-signata*). Selecionamos pontos com potencial para presença das bromélias utilizando o software Google Earth (GE), parte dos quais foi visitada para se obter registros dos anuros bromelígenas, que foram complementados com informações de literatura e de coleções científicas. Os modelos foram gerados com três algoritmos (Bioclim, GLM e MaxEnt) em uma abordagem consensual. O uso das distribuições das bromélias como preditores reduziu a área da distribuição potencial (ADP, em km²) e a comissão dos modelos de *O. arduous* e *O. cosenzai* quando comparados aos resultados obtidos com preditores abióticos somente. Para *O. v-signata* houve aumento no tamanho da ADP, assim como nos valores de adequabilidade ambiental estimados para os pontos de ocorrência da espécie. Os modelos com bromélias de *O. cosenzai* e *O. v-signata* tiveram maior continuidade de áreas adequadas projetadas nas proximidades dos pontos de ocorrência. A abordagem utilizada aprimorou as representações da distribuição potencial dos anuros bromelígenas. Isso mostra que a inclusão de interações interespecíficas na modelagem de distribuição de espécies que sejam fortemente influenciadas por outras espécies deve ser priorizada em estudos biogeográficos e/ou conservacionistas. Adicionalmente, nós apresentamos novos registros de ocorrências para *O. arduous* e *O. cosenzai*.

Palavras-chave: Bromélias, anfíbios bromelígenas, interações interespecíficas, modelos de distribuição de espécies.

Introdução

A distribuição geográfica de uma espécie é determinada pela sua tolerância às variações das condições ambientais, pelas interações estabelecidas com outras espécies e pela sua capacidade de movimentação e transposição de barreiras geográficas (Soberón 2007; Franklin 2009; Peterson *et al.* 2011). Entretanto, o papel exercido pelas interações bióticas na determinação da distribuição é geralmente considerado secundário, com maior importância em escalas menores, como na estruturação de comunidades (Wisz *et al.* 2013; Silva *et al.* 2014). Por outro lado, há diversos exemplos de padrões de distribuição geográfica fortemente influenciados por interações interespecíficas (Wisz *et al.* 2013). Entre eles destacam-se os casos em que uma espécie animal possui forte dependência a uma ou mais espécies vegetais, como polinizadores (Silva *et al.* 2014), espécies com larvas fitófagas-especialistas (Araújo & Luoto 2007; Preston *et al.* 2008), e animais que se desenvolvem em sistemas fitotelmatas (Armbruster *et al.* 2002; Alvez-Silva & Silva 2009).

O gênero *Ololygon* Fitzinger, 1843 (Anura: Hylidae) reúne 44 espécies de pererecas com distribuição associada à Mata Atlântica na Argentina e no Brasil, ocorrendo também em matas de galeria no Cerrado Brasileiro (Frost 2017). Treze dessas espécies formam o grupo de *Ololygon perpusilla*, cuja principal característica é o hábito bromelígena, ou seja, possuem ciclo de vida obrigatoriamente associado a bromélias (Bromeliaceae) que armazenam água, onde atravessam a fase larvária (Peixoto 1987; Peixoto 1995). Dessa forma, a ocorrência de bromélias é um fator determinante para a distribuição geográfica das espécies do grupo de *O. perpusilla*. Em particular, as bromélias *Alcantarea* (E. Morren ex Mez) Harms (Bromeliaceae: Tillandsioideae), que possuem grande porte e acumulam consideráveis volumes de água

(Versieux *et al.* 2012; Coser *et al.* 2013), são frequentemente utilizadas por espécies montanas do grupo de *O. perpusilla* (Alves-Silva & Silva 2009; Silva & Alves-Silva 2011; Lacerda *et al.* 2012; Silva & Alves-Silva 2013; Guimarães *et al.* 2014; Lacerda *et al.* 2015; Neves *et al.* 2016). As bromélias *Alcantarea* são exclusivamente rupícolas, ocorrendo em afloramentos graníticos/gnáissicos no leste do Brasil, e mais raramente em afloramentos quartzíticos na Serra do Espinhaço (Versieux & Wanderley 2007; Versieux *et al.* 2012).

Há pouco mais de uma década, as ocorrências conhecidas do grupo de *O. perpusilla* eram restritas às áreas de baixada costeira e à adjacente Serra do Mar, nos estados do Rio de Janeiro (RJ) e São Paulo (SP), Sudeste do Brasil. Peixoto (2002) e Faivovich *et al.* (2010) descreveram, respectivamente, *O. arduous* e *O. belloni* do estado do Espírito Santo (ES), passando esses a serem os registros mais setentrionais para o grupo, e os primeiros na porção setentrional da Serra da Mantiqueira (*sensu* Gatto, 1983; Alvarenga *et al.* 1997). Alves-Silva & Silva (2009) reportaram a ocorrência de uma espécie, ainda não descrita, para o estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. Posteriormente, Lacerda *et al.* (2012) descreveram *O. cosenzai* para essa mesma porção da Mantiqueira, porém no estado de Minas Gerais (MG), tornando-se a espécie com a ocorrência mais interiorana do grupo de *O. perpusilla*.

Diante desses recentes registros em localidades distantes da região onde o grupo era tradicionalmente amostrado, tornaram-se evidentes as lacunas Lineana e Wallaceana (Whittaker *et al.* 2005) para o grupo de *O. perpusilla*. Somente Silva & Alves-Silva (2013) empregaram metodologia otimizada para buscar por novos registros de uma espécie do grupo, *O. v-signata*, endêmica da Serra do Mar no estado do RJ. Estes autores utilizaram o aplicativo Google Earth (GE) para localizar afloramentos rochosos com a presença da bromélia *Alcantarea imperialis*, tendo potencial para abrigar populações desconhecidas de *O. v-signata* (Silva & Alves-Silva 2013). As localidades assinaladas com o GE coincidiram com seis registros de *O. v-signata* obtidos em coleções científicas (Silva & Alves-Silva 2013).

Adicionalmente, Silva & Alves-Silva (2013) encontraram duas novas populações de *O. v-signata* após visitas a locais selecionados com o GE. Silva & Alves-Silva (2013) ainda ilustraram novos registros de *O. arduous*, assim como de outras duas espécies ainda não descritas do grupo de *O. perpusilla*, nos estados do RJ e Espírito Santo (ES).

Diferentemente de Silva & Alves-Silva (2013), a metodologia mais comumente empregada em estudos preditivos de distribuição geográfica tem sido a modelagem de nicho ecológico (*ecological niche modeling* – ENM; Peterson *et al.* 2011; Peterson & Soberón 2012). As técnicas de ENM se baseiam em correlações empíricas entre registros de ocorrência de uma espécie e conjuntos de variáveis ambientais representativas do subespaço de condições do seu nicho ecológico (os preditores); o resultado é projetado em uma representação do espaço geográfico (Franklin 2009; Peterson *et al.* 2011). A modelagem de nicho tem sido utilizada para diversos fins, tais como testar padrões biogeográficos e determinar a distribuição potencial de espécies invasoras e espécies ameaçadas de extinção (*e.g.* Engler *et al.* 2004; Giovanelli *et al.* 2008; Nori *et al.* 2011; Porto *et al.* 2013). Os preditores utilizados são em geral representativos do subespaço de condições do nicho ecológico da espécie alvo (o “nicho Grinnelliano”; Soberón & Peterson 2005; Soberón, 2007). Porém, alguns estudos têm considerado também interações bióticas (o componente “Eltoniano” do nicho; Soberón & Peterson 2005; Soberón, 2007), como a dependência da espécie alvo por uma ou mais espécies “hospedeiras”, utilizando as distribuições destas últimas como preditores (*e.g.* Araújo & Luoto 2007; Preston *et al.* 2008; Silva *et al.* 2014). De fato, esta abordagem tem sido encorajada para uma avaliação mais adequada do efeito de variáveis bióticas em ENM (Silva *et al.* 2014).

Nenhum estudo ainda se propôs a aplicar esta técnica a anfíbios bromelígenas como as pererecas do grupo *O. perpusilla*, cuja distribuição geográfica é fortemente influenciada por uma interação biótica. Diante do exposto, o presente estudo foi desenvolvido para testar se o uso de modelos de distribuição de bromélias *Alcantarea* como variáveis preditoras melhoraria

as representações da distribuição potencial de três espécies serranas do grupo (*Ololygon arduous*, *O. cosenzai* e *O. v-signata*). Adicionalmente, apresentamos novos registros de ocorrências para *O. arduous* e *O. cosenzai*.

Material e Métodos

Obtenção dos pontos de ocorrência

Bromélias

Inicialmente, utilizamos o software Google Earth (GE) para localizar e acessar as coordenadas de afloramentos rochosos, seguindo Silva e Alves-Silva (2013). Posteriormente, foram visitadas áreas do entorno desses afloramentos para confirmar a ocorrência das bromélias *Alcantarea*. Esta etapa foi realizada durante a coleta de dados de Lacerda (2013). Tanto os afloramentos repletos de bromélias como os que tinham um único indivíduo foram igualmente considerados. A busca concentrou-se na porção setentrional da Serra da Mantiqueira, em áreas dos estados ES e MG, alcançando também alguns pontos nas depressões dos rios Doce e Paraíba do Sul em MG (Figura 1). Não foram realizadas identificações específicas das bromélias; todos os registros obtidos pertencem ao complexo de *Alcantarea extensa* (*sensu* Versieux & Wanderley 2010; Versieux *et al.* 2012), e são aqui tratados coletivamente como pertencendo a “*A. extensa*”. Apesar de ainda não ter sido testada, assumimos a hipótese de que a espécie de bromélia não interfere na escolha de ocupação pelas pererecas, mas sim a estrutura física da mesma (*i.e.*, capacidade de acumular água). Utilizamos também as ocorrências de *Alcantarea imperialis* na Serra do Mar no estado do RJ obtidas por Silva e Alves-Silva (2013). Adicionalmente, buscamos por registros tanto de *A. extensa* quanto de *A. imperialis* na base de dados do Species Link (smlink.cria.org.br). Estes registros foram refinados em dois passos: primeiro, descartando aqueles identificados como possuindo somente coordenadas de sedes municipais; segundo, verificando as coordenadas dos registros restantes no GE, para excluir eventuais pontos que possuíssem coordenadas de sedes municipais (mesmo sendo indicados

como coordenadas locais no Species Link) e também verificar se correspondiam a afloramentos rochosos.

Para a construção dos modelos de nicho de *A. extensa* e *A. imperialis* foram utilizados somente pontos de ocorrência distantes no mínimo 10 km uns dos outros, verificados após plotagem no GE. Dessa forma, 70 pontos foram selecionados para *A. extensa* (57 obtidos pela busca inicial no GE; 13 obtidos a partir do Species Link), e 35 para *A. imperialis* (31 provenientes de Silva & Alves-Silva 2013; 04 do Species Link) (Figura 2; Tabela S1, Apêndice).

Anuros bromelígenas

Uma vez detectada a existência das bromélias, alguns afloramentos foram arbitrariamente selecionados com base na acessibilidade às plantas para que fossem realizadas buscas ativas diurna e noturna a fim de se confirmar a presença dos anuros. As amostragens foram realizadas entre 2011 e 2013, e entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016. O material testemunho encontra-se depositado nas coleções de anfíbios do Museu de Zoologia João Moojen, da Universidade Federal de Viçosa, de Viçosa, MG (MZUFV) e do Centro de Coleções Taxonômicas da Universidade Federal de Minas Gerais, de Belo Horizonte, MG (UFMG) (licenças SisBio #29014-2 e #49883-1). Parte dos registros de *O. arduous* e *O. cosenzai* obtidos nesta etapa foram apresentados em Peixoto *et al.* (2015) e Neves *et al.* (2016).

Adicionalmente, obtivemos registros através de consulta às coleções de anfíbios do Museu de Biologia Mello Leitão, de Santa Teresa, ES (MBML), do Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ (MNRJ), e da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, campus de Rio Claro, São Paulo (SP) (CFBH) (Tabela 1). Para *Oloolygon v-signata*, utilizamos os registros de Silva & Alves-Silva (2013) e Peixoto *et al.* (2016) (Figura 1; Tabela 1). Para *O. cosenzai* incluímos também a localidade “Serra Negra” de Neves *et al.* (2016) (Figura 1; Tabela 1).

Tabela 1. Pontos de ocorrência das espécies de pererecas do grupo de *Oloolygon perpusilla* utilizados nos experimentos de modelagem de distribuição do presente estudo. Estados do Sudeste do Brasil: ES: Espírito Santo; MG: Minas Gerais; RJ: Rio de Janeiro. Coleções científicas: MBML: Museu de Biologia Mello Leitão, Santa Teresa, ES; MNRJ: Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ; CFBH: Coleção Célio F. B. Haddad, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, campus de Rio Claro, São Paulo (SP). Novos registros estão marcados com um *.

Espécie	Latitude	Longitude	Município	Estado	Fonte do registro	Fonte da coordenada
<i>O. arduous</i>	20° 5' 4.25"S	41° 1' 23.34"W	Afonso Cláudio	ES	Campo	Receptor GPS
<i>O. arduous</i>	20° 18' 35.06"S	40° 25' 38.28"W	Cariacica	ES	Silva, H. R. com. pes.	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. arduous</i>	20° 0' 0.60"S	40° 53' 28.49"W	Itarana	ES	MBML	Google Earth
<i>O. arduous</i>	20° 4' 54.09"S	40° 35' 42.07"W	Santa Leopoldina*	ES	CFBH	Google Earth
<i>O. arduous</i>	19° 57' 43.34"S	40° 42' 48.24"W	Santa Teresa	ES	Campo; Lacerda et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. arduous</i>	19° 51' 54.98"S	40° 34' 41.26"W	Santa Teresa	ES	Campo; Lacerda et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. arduous</i>	19° 54' 27.31"S	40° 31' 5.84"W	Santa Teresa	ES	Campo; Lacerda et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. arduous</i>	19° 57' 56.21"S	40° 32' 23.82"W	Santa Teresa	ES	MNRJ; Lacerda et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. arduous</i>	19° 56' 10.65"S	40° 36' 0.15"W	Santa Teresa	ES	MNRJ; MZUFV; Lacerda et al. (2015)	MNRJ
<i>O. arduous</i>	20° 9' 23.50"S	40° 19' 38.00"W	Serra	ES	Silva, H. R. com. pes.	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. aff. arduous</i>	19° 30' 1.27"S	40° 50' 22.30"W	Baixo Guandu*	ES	Campo	Receptor GPS
<i>O. aff. arduous</i>	19° 46' 38.86"S	41° 47' 43.60"W	Caratinga	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. aff. arduous</i>	19° 43' 21.97"S	41° 48' 47.72"W	Caratinga	MG	Campo; Peixoto et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. aff. arduous</i>	19° 38' 28.99"S	41° 41' 25.35"W	Pocrane	MG	Campo; Peixoto et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. aff. arduous</i>	19° 35' 44.65"S	41° 42' 42.16"W	Pocrane	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. belloni</i>	20° 37' 7.93"S	41° 29' 7.26"W	Alegre	ES	CFBH	CFBH
<i>O. belloni</i>	20° 30' 28.63"S	41° 5' 11.32"W	Castelo	ES	Campo; Faivovich et al. (2010)	Receptor GPS
<i>O. belloni</i>	20° 33' 25.00"S	41° 16' 44.00"W	Castelo	ES	Campo; Peixoto et al. (2015)	Receptor GPS
<i>O. aff. belloni</i>	21° 2' 18.30"S	41° 19' 17.50"W	Mimoso do Sul	ES	Campo; Silva & Alves-Silva (2013)	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 58' 32.79"S	42° 9' 59.49"W	Antônio Prado de Minas*	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 43' 13.50"S	42° 28' 48.70"W	Araponga	MG	Campo; Lacerda et al. (2012)	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 44' 57.75"S	42° 28' 51.70"W	Araponga	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	21° 14' 14.49"S	42° 44' 6.56"W	Cataguases	MG	Campo; Neves et al. (2016)	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	21° 24' 16.37"S	42° 56' 58.18"W	Descoberto*	MG	Campo	Receptor GPS

Tabela 1. Continuação.

Espécie	Latitude	Longitude	Município	Estado	Fonte do registro	Fonte da coordenada
<i>O. cosenzai</i>	20° 51' 9.24"S	42° 31' 5.56"W	Ervália	MG	Campo; Lacerda et al. (2012)	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 53' 15.59"S	42° 31' 22.71"W	Ervália	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 24' 18.57"S	41° 43' 42.66"W	Ibitirama*	ES	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 32' 7.59"S	41° 39' 56.44"W	Ibitirama*	ES	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 31' 19.02"S	42° 3' 28.11"W	Espera Feliz*	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	20° 48' 20.34"S	42° 9' 1.16"W	Pedra Dourada	MG	Campo; Neves et al. (2016)	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	21° 58' 14.98"S	43° 53' 50.10"W	Rio Preto	MG	MZUFV; Neves et al. (2016)	Neves, M. O. com. pes.
<i>O. cosenzai</i>	20° 54' 8.65"S	42° 33' 12.37"W	Rosário da Limeira*	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	19° 59' 12.99"S	41° 47' 32.12"W	São José do Mantimento*	MG	Campo	Receptor GPS
<i>O. cosenzai</i>	21° 57' 51.50"S	43° 48' 0.49"W	Santa Bárbara do Monte Verde*	MG	MZUFV	Neves, M. O. com. pes.
<i>O. cosenzai</i>	20° 4' 6.78"S	42° 4' 12.95"W	Simonésia	MG	Campo; Neves et al. (2016)	Receptor GPS
<i>O. v-signata</i>	22° 23' 14.20"S	42° 43' 45.10"W	Cahoeiras de Macacu	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 28' 3.41"S	43° 19' 34.50"W	Miguel Pereira	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 18' 0.00"S	42° 20' 0.00"W	Nova Friburgo	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 22' 23.30"S	42° 33' 27.40"W	Nova Friburgo	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 26' 39.82"S	43° 11' 39.21"W	Petrópolis	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 32' 15.18"S	43° 12' 26.44"W	Petrópolis	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	21° 52' 6.86"S	41° 56' 56.74"W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 0' 19.68"S	42° 1' 12.44"W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.
<i>O. v-signata</i>	22° 11' 32.60"S	42° 11' 16.29"W	Trajano de Morais	RJ	Peixoto et al. (2016)	Peixoto et al. (2016)
<i>O. v-signata</i>	22° 26' 58.22"S	42° 59' 8.03"W	Teresópolis	RJ	Silva & Alves-Silva (2013)	Silva, H. R. com. pes.

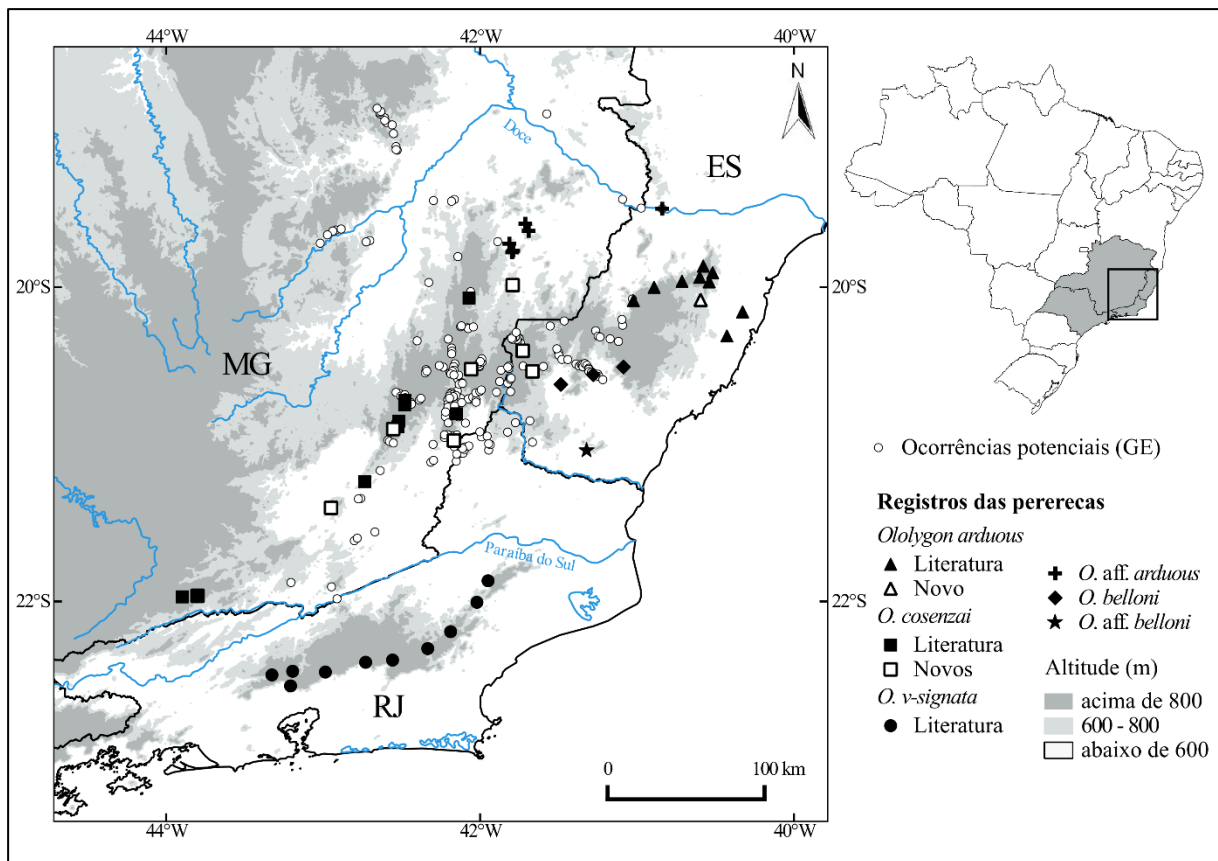


Figura 1. Distribuição geográfica das espécies de pererecas bromelígenas do grupo de *Ololygon perpusilla* tratadas neste estudo. As ocorrências potenciais obtidas com o uso do aplicativo Google Earth (GE) correspondem a locais com a presença de bromélias rupícolas do gênero *Alcantarea*, porém sem registros confirmados do grupo de *O. perpusilla*. Estados brasileiros: ES – Espírito Santo; MG – Minas Gerais; RJ – Rio de Janeiro.

Preditores abióticos

As variáveis preditoras foram obtidas na base de dados AMBDATA (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/>) a uma resolução de 30 segundos de arco ($\approx 1 \text{ km}^2$). Estas variáveis incluíram 19 camadas bioclimáticas, que são essencialmente as mesmas disponíveis no portal WorldClim (Hijmans et al. 2005; <http://www.worldclim.org/>), assim como camadas representando altitude, declividade, densidade de drenagem, distância à drenagem mais próxima, e porcentagem de cobertura arbórea. Foi elaborada uma matriz de correlação de Pearson entre todas as variáveis, selecionando como preditoras aquelas com $r < 0,7$. Dessa forma, 10 variáveis preditoras foram utilizadas: variação média diária da temperatura (bio 2); temperatura mínima do mês mais frio (bio 6); sazonalidade da precipitação (bio 15);

precipitação do trimestre mais úmido (bio 16); precipitação do trimestre mais quente (bio 18); altitude; declividade; densidade de drenagem; distância à drenagem mais próxima e porcentagem de cobertura arbórea.

Construção e avaliação dos modelos de nicho ecológico

Os modelos foram gerados utilizando o pacote biomod2 (Thuiller *et al.* 2009; 2015) versão 3.1-64, implementado no software R 3.2.0 (R Core Team 2015), utilizando a interface RStudio (<http://www.rstudio.com/>). Utilizamos três algoritmos representativos das três “famílias” de métodos de modelagem (Rangel & Loyola 2012): *Surface Range Envelop* (SRE), também conhecido como BIOCLIM (Nix 1986; Busby 1991); Modelos Lineares Generalizados (GLM) (Guisan *et al.* 2002); e Maxent (Phillips *et al.* 2006; Elith *et al.* 2011). O algoritmo SRE trabalha somente com dados de presença, e pertence ao grupo dos modelos de “envelope bioclimático” (Nix 1986; Busby 1991; Rangel & Loyola 2012). Por sua vez, GLM é um método de ajuste estatístico (Rangel & Loyola 2012). Finalmente, Maxent é um método de inteligência artificial baseado no princípio da máxima entropia (Phillips *et al.* 2006; Elith *et al.* 2011). Explicações mais detalhadas sobre os mecanismos destes algoritmos podem ser encontradas em Franklin (2009) e Rangel & Loyola (2012). Os parâmetros dos algoritmos foram selecionados em seu modo “default” (veja Thuiller *et al.* 2015), exceto para o número máximo de interações do Maxent estabelecido em 500 (Pearson *et al.* 2007). Os modelos foram calibrados e projetados na área delimitada pelas coordenadas dos limites extremos do Sudeste do Brasil ($\approx 14,23^{\circ}$ – $25,31^{\circ}$ S; $38,78^{\circ}$ – $53,11^{\circ}$ W).

O exercício de modelagem foi realizado em três etapas. Primeiro, modelamos as áreas adequadas para as bromélias; em seguida, as distribuições de três espécies de pererecas do grupo de *O. perpusilla* (*Ololygon arduous*, *O. cosenzai* e *O. v-signata*), utilizando somente os preditores abióticos (experimento “abiotic only”). Por último, modelamos novamente as

distribuições das pererecas, incluindo os dois modelos das bromélias como variáveis preditoras, em substituição ao par de preditores abióticos que teve menor importância para cada espécie de perereca no primeiro experimento (experimento “abiotic + bromeliads”). Este procedimento foi adotado para evitar que o número de preditores fosse maior que o número de ocorrências de *O. arduous* e *O. v-signata* (10 ocorrências para cada espécie) no segundo experimento. A importância das variáveis preditoras foi estimada por meio de 10 repetições de um procedimento de aleatorização independente do algoritmo de modelagem (Thuiller *et al.* 2009), sendo consideradas mais importantes as variáveis com índice $\geq 10\%$ (média entre permutações).

Para a modelagem das bromélias, foram realizadas 10 réplicas de cada algoritmo, utilizando 70% dos pontos para treino e 30 % para teste, selecionados por validação cruzada (Fielding & Bell 1997; Franklin 2009), e 10 pseudo-ausências para cada ponto de ocorrência, selecionadas aleatoriamente (Chefaoui & Lobo 2008). Para a modelagem das pererecas, utilizamos o procedimento “*jackknife*” ou “*leave-one-out*” de Pearson *et al.* (2007). Na construção dos modelos de uma espécie (ex. *O. arduous*), utilizamos os pontos de ocorrência das outras duas espécies estudadas (i.e. *O. cosenzai* e *O. v-signata*) assim como os registros de *O. belloni*, *O. aff. belloni* (indicada como “*an undescribed species collected in the south of the State of the Espírito Santo*” por Silva & Alves-Silva 2013) e *O. aff. arduous* (indicada como “*Scinax sp.*” por Peixoto *et al.* 2015) como ausências reais para a espécie-alvo (Tabela 1). A simpatria entre espécies do grupo de *O. perpusilla* não tem sido observada em ambientes naturais, com somente um registro em bromélias ornamentais (Peixoto 1989). Tais ausências reais também foram utilizadas na avaliação do efeito da inclusão das bromélias como preditores (detalhes mais adiante). Complementamos as ausências com pseudo-ausências geradas aleatoriamente, para se chegar a um total equivalente a 10 vezes o número de ocorrências para cada espécie de perereca (Chefaoui & Lobo 2008).

A performance das réplicas dos algoritmos foi avaliada utilizando-se o valor da área abaixo da curva (AUC) da métrica *receiver operating characteristic* (ROC) (Fielding & Bell 1997; Franklin 2009). Modelos aleatórios possuem $AUC = 0,5$; modelos com performance moderada possuem AUC entre 0,7 e 0,9; modelos ótimos atingem $AUC > 0,9$ (Manel et al. 2001). Para representar a distribuição potencial de cada espécie, foi obtido o consenso total entre os algoritmos, utilizando-se o método “all” da função “BIOMOD EnsembleModeling” (Thuiller et al. 2015). Como diferentes algoritmos podem resultar em diferentes representações da distribuição de uma espécie, a obtenção de consensos é recomendada para diminuir a incerteza de modelos individuais (Araújo & New 2007; Marmion et al. 2009; Crimmins et al. 2013). Somente as réplicas com $AUC > 0,7$ foram utilizadas nos modelos consenso, os quais foram representados pela previsão média entre as réplicas (Marmion et al. 2009; Crimmins et al. 2013). O desempenho dos modelos consenso foi avaliado pela métrica *True Skilled Statistics* (TSS) (Allouche et al. 2006). Modelos aceitáveis atingem o valor mínimo de $TSS = 0,5$, enquanto os excelentes atingem TSS mínimo de 0,7 (Fielding & Bell 1997).

A representação final das distribuições potenciais das espécies de pererecas foi obtida através da transformação dos modelos consenso contínuos em modelos binários (presença e ausência), aplicando-se o limiar de adequabilidade “*Lowest Presence Threshold*” (LPT) (Pearson et al. 2007). Utilizamos o número de *pixels* com valor de adequabilidade igual ou superior ao LPT como estimativa da área da distribuição potencial (ADP, em km^2) de cada espécie. O LPT também foi utilizado para calcular as médias de comissão (= número de ausências reais previstas como presenças) obtidas a partir das réplicas com $AUC > 0,7$. Por outro lado, para se estimar as médias da ADP e da omissão (= número de presenças reais previstas como ausências) para cada espécie, foi utilizado o limiar onde o valor de TSS é máximo (limiar TSS), aplicado às réplicas com $AUC > 0,7$.

Uma última modificação foi feita nos modelos binários de cada espécie de perereca, aplicada tanto aos consensos como às réplicas dos modelos, para minimizar o efeito da sobreprevisão. Cada modelo foi cortado utilizando-se o mínimo polígono convexo com um *buffer* (*buffered minimum convex polygon* - BMCP) produzido com uma ferramenta da SDMtoolbox (Brown 2014) no ArcMap® 10.4. Ao invés de se utilizar uma distância arbitrária para se construir o *buffer*, utilizamos a distância média entre todos os pontos de ocorrência de cada espécie (*O. arduous* \approx 34.5 km; *O. cosenzai* \approx 126 km; *O. v-signata* \approx 79 km).

Avaliação do efeito das bromélias sobre a distribuição potencial das pererecas

Testamos o efeito da inclusão da distribuição das bromélias como variáveis preditoras da distribuição potencial das três espécies de pererecas utilizando GLM's. Os testes foram feitos para cada uma das três espécies de pererecas em separado. Seleccionamos cinco variáveis resposta: (1) omissão (sob o limiar TSS); (2) comissão (sob o limiar LPT); (3) adequabilidade ambiental estimada pelos modelos consenso para os pontos de ocorrência; (4) área da ADP “bruta”; (5) área da ADP corrigida com o uso do BMCP. Realizamos a análise de resíduos de cada modelo teste, para verificar a sua adequação à distribuição de erros (Crawley 2007). Para omissão e comissão foi utilizada a distribuição Poisson corrigida para sobredispersão, à exceção da comissão das réplicas dos modelos de *O. cosenzai*, para a qual Poisson sem correção teve o melhor ajuste. Para as demais variáveis respostas utilizamos a distribuição de erros Normal.

Resultados

Distribuição potencial das bromélias

Os modelos consenso das bromélias tiveram alto desempenho preditivo (*A. extensa* – TSS = 0,9; *A. imperialis* – TSS = 1,0). Nenhuma réplica gerada com o algoritmo SRE atingiu AUC > 0,7, e os modelos de ambas as espécies foram compostos por réplicas do GLM e Maxent

(Tabela S3, Apêndice). As localidades mais adequadas para a ocorrência de *A. extensa* foram projetadas no leste de MG, interior do ES e norte do RJ (Figura 2A). Alta adequabilidade para *A. extensa* também foi projetada em pontos mais distantes, principalmente no nordeste de MG, centro e sul do RJ e interior de SP. Já para *A. imperialis*, foram projetadas áreas com elevada adequabilidade ambiental principalmente na Serra do Mar, no interior do RJ e em SP, assim como em partes da Serra da Mantiqueira em MG e SP. Outros locais adequados para a ocorrência de *A. imperialis* foram indicados no interior de SP, norte de SP na divisa com MG, e pontos isolados no interior de MG (Figura 2B). Sob o limiar LTP, a ADP estimada para *A. extensa* foi de aproximadamente 161.685 km²; para *A. imperialis*, a ADP foi de aproximadamente 54.617 km². Áreas ambientalmente adequadas para ambas as bromélias não foram projetadas para os dois locais com registros de *Ololygon* sp. (Figura 2).

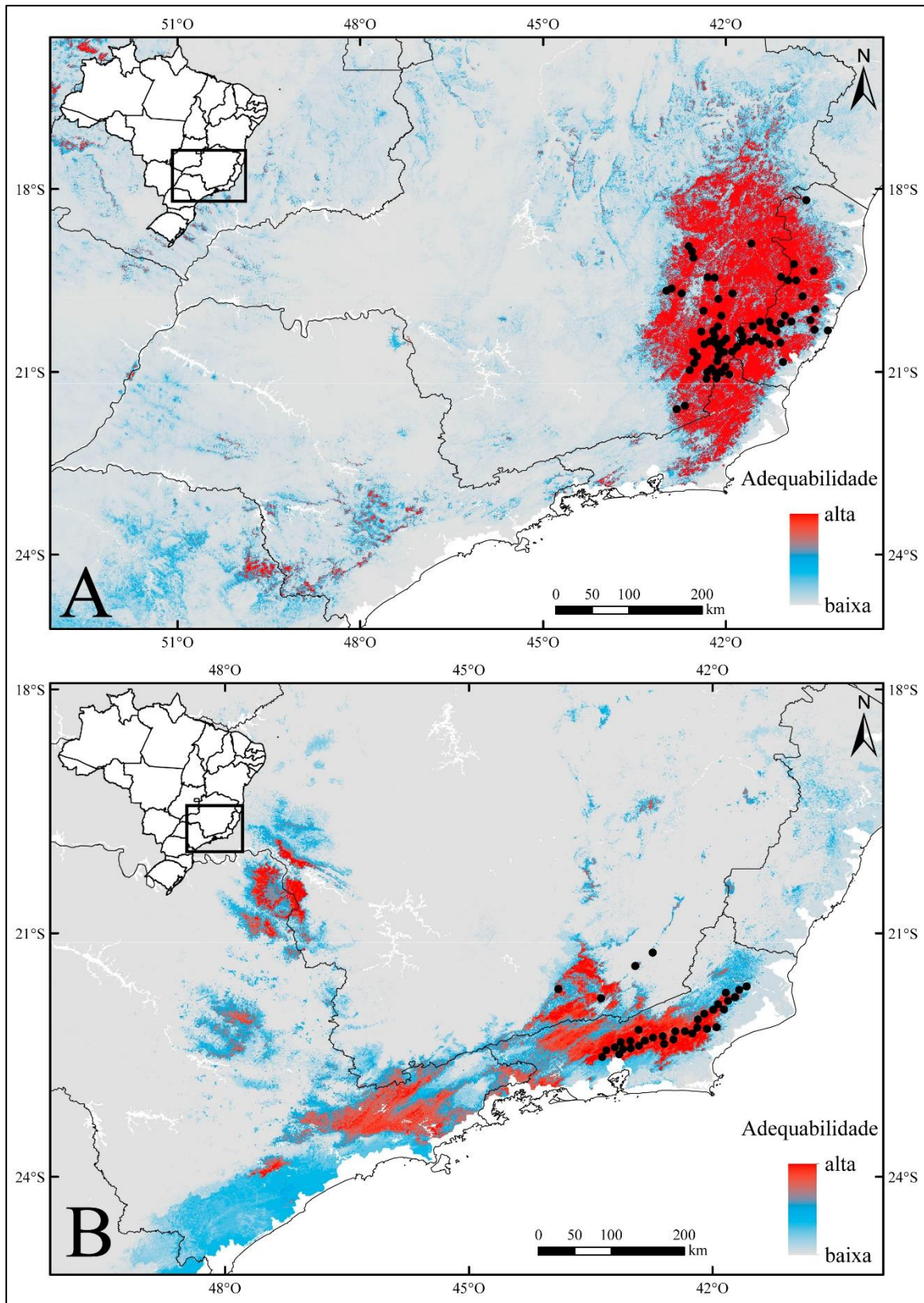


Figura 2. Distribuição potencial das bromélias rupícolas (A – *Alcantarea extensa*; B – *A. imperialis*), representada pela adequabilidade ambiental projetada pelos consensos entre três algoritmos de modelagem de distribuição de espécies (ver Material e Métodos). Os pontos pretos indicam os registros das espécies de bromélias. Estados brasileiros: ES – Espírito Santo; MG – Minas Gerais; RJ – Rio de Janeiro; SP – São Paulo.

Distribuição potencial das pererecas bromelígenas

Os modelos consenso tiveram alto desempenho preditivo para todas as três espécies de pererecas, com TSS = 1 em ambos os experimentos. Entretanto, os resultados variaram de acordo com a espécie estudada, em relação às projeções geográficas dos modelos e ao efeito da inclusão das bromélias como variáveis preditoras. Os modelos de distribuição das bromélias foram fracamente correlacionados com as variáveis abióticas no experimento “abiotic + bromeliads” ($r < 0,7$) para as três espécies de pererecas (Tabela S2, Apêndice). A composição dos modelos consenso de acordo com a quantidade de réplicas de cada algoritmo encontra-se na Tabela S3.

Ololygon arduous

Utilizando somente os preditores abióticos (“abiotic only”), o modelo consenso indicou áreas com potencial para a ocorrência de *Ololygon arduous* localizadas muito além dos limites do seu BMCP, principalmente ao longo do litoral a partir do RJ, com ampla área no estado da Bahia (Figura 3A). Áreas de sobreprevisão ocorreram também no interior, notavelmente no estado de Goiás, no bioma Cerrado. Após a inclusão dos modelos de distribuição das bromélias como preditores (“abiotic + bromeliads”), houve redução significativa na distribuição potencial de *O. arduous* (Figura 3B), considerando tanto a ADP dos modelos consenso (“abiotic only”: 108.367 km²; “abiotic + bromeliads”: 12.041 km²) quanto as médias obtidas a partir das réplicas de cada algoritmo (Tabela 2). Por outro lado, não houve diferença quanto à extensão da ADP corrigida com o BMCP entre ambos os experimentos, embora o consenso “abiotic + bromeliads” tenha sido mais fragmentado (Figuras 4A e 4B). Além disso, “abiotic + bromeliads” teve menor comissão, mas não houve efeito sobre os demais critérios analisados (Tabela 2). Em “abiotic only”, os preditores com maior importância para a distribuição potencial de *O. arduous* foram bio 2 e bio 18, enquanto que para “abiotic + bromeliads” bio 2

foi a variável mais importante, seguida de *A. extensa* (Tabela 3). Obtivemos um novo registro para *O. arduous*, em Santa Leopoldina (ES) (CFBH 17996–17997; 27096) (Tabela 1).

Ololygon cosenzai

O modelo de distribuição de *O. cosenzai* sob o experimento “abiotic only” estimou maior área adequada para a ocorrência da espécie (24.690 km²) que o modelo gerado sob “abiotic + bromeliads” (20.520 km²), embora não tenha havido diferença quanto às médias da ADP (bruta e corrigida pelo BMCP; Tabela 2). Apesar disso, “abiotic + bromeliads” restringiu as áreas adequadas para *O. cosenzai* projetadas no experimento “abiotic only” para a Mantiqueira Meridional e Serra do Mar (Figuras 3C e 3D). O oposto foi observado para a área adequada estimada na Mantiqueira Setentrional (entre ES e MG; Figuras 3C e 3D) região onde se encontra a maior parte dos registros da espécie (Figura 1). “Abiotic + bromeliads” teve menor comissão, não havendo efeito sobre as demais variáveis resposta (Tabela 2). Os preditores com maior importância para “abiotic only” foram distância à drenagem mais próxima, bio 15 e bio 6, nesta ordem. Já para “abiotic + bromeliads” os preditores com maior importância foram *A. extensa*, bio 15, bio 2, bio 6 e *A. imperialis*, nesta ordem (Tabela 3).

Através dos trabalhos de campo foram localizadas 07 novas localidades com ocorrência de *O. cosenzai*, distribuídas entre MG e ES (Figura 1; Tabela 1).

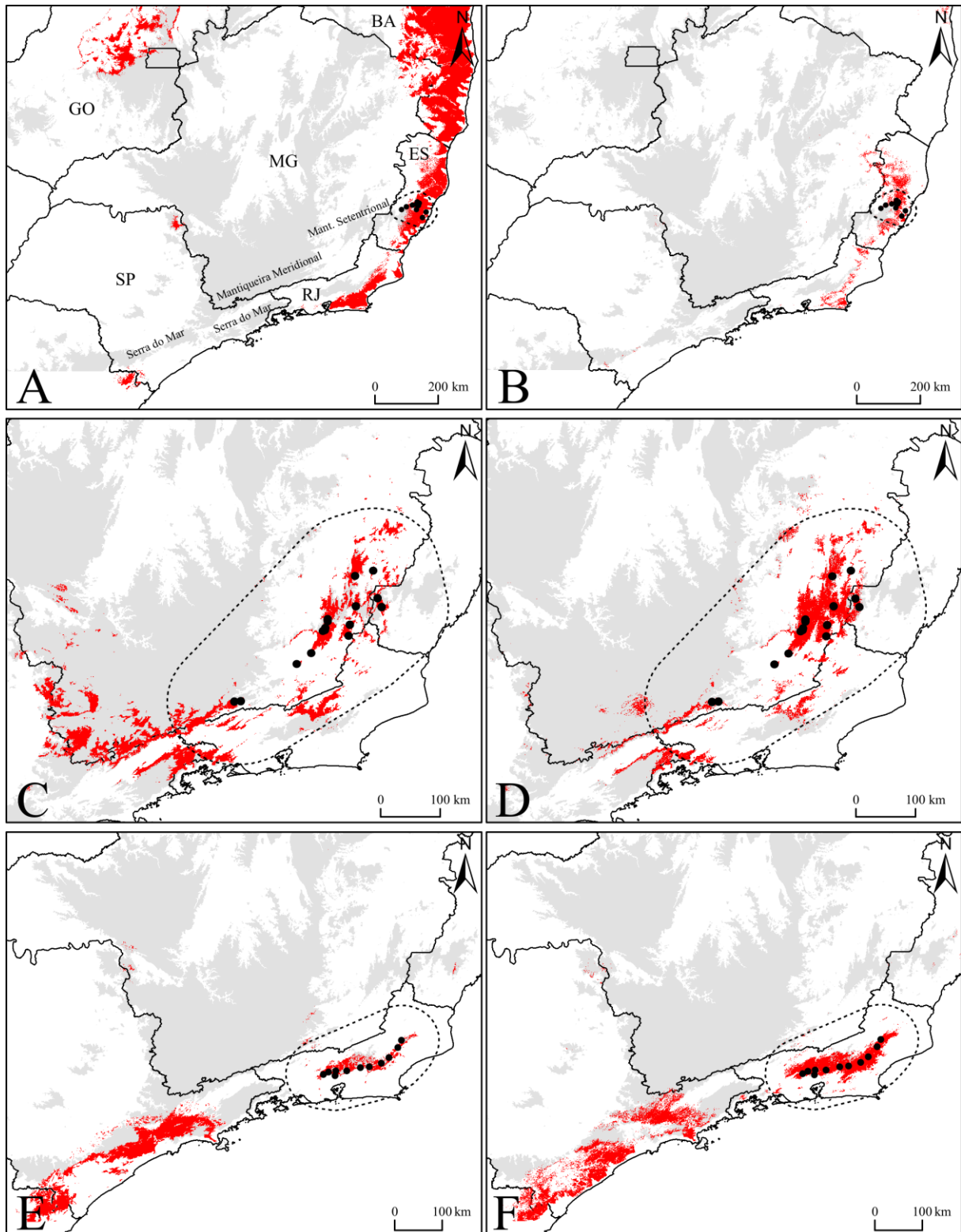


Figura 3. Distribuições potenciais das três espécies de pererecas bromelígenas do grupo de *Ololygon perpusilla* tratadas neste estudo (*O. arduous* – A, B; *O. cosenzai* – C, D; *O. v-signata* – E, F), obtidas com os experimentos “abiotic only” (A, C, E) e “abiotic + bromeliads” (B, D, F). Os pontos pretos indicam os registros geográficos das espécies. As linhas tracejadas representam o mínimo polígono convexo com *buffer* (BMCP) de cada espécie. Os polígonos em cinza claro representam áreas acima de 800 m de altitude. Estados brasileiros: BA – Bahia; ES – Espírito Santo; GO – Goiás; MG – Minas Gerais; RJ – Rio de Janeiro; SP – São Paulo.

Tabela 2. Comparação entre os experimentos utilizando somente preditores abióticos (“abiotic only”) e preditores abióticos juntamente com as bromélias *Alcantarea extensa* e *A. imperialis* (“Abiotic + bromeliads”), por meio de modelos lineares generalizados (GLM) aplicados a cinco variáveis resposta. Os valores das variáveis estão expressos em média \pm desvio padrão. Variáveis marcadas com um * diferiram entre os experimentos considerando $\alpha = 0,05$.

	“Abiotic only”	“Abiotic + bromeliads”	g.l.	Estatística	P
<i>Ololygon arduous</i>					
Omissão (limiar TSS)	1,86 \pm 2,05	1,25 \pm 2,49	36	F = 0,66	0,422
Comissão (limiar LPT)*	3,01 \pm 3,61	0,56 \pm 0,63	36	F = 7,62	0,009
Adequabilidade	748,7 \pm 203,01	831,6 \pm 82,47	18	F = 1,43	0,247
ADP (km ²) (bruta)*	130.345 \pm 107.035	52.133 \pm 31.309	36	F = 7,99	0,008
ADP (km ²) (corrigida)	5.569 \pm 1.609	4.676 \pm 1.350	36	F = 3,25	0,080
<i>O. cosenzai</i>					
Omissão (limiar TSS)	2,65 \pm 3,25	2,29 \pm 2,95	49	F = 0,17	0,686
Comissão (limiar LPT)*	0,85 \pm 2,25	0,32 \pm 0,48	49	$\chi^2 = 73,62$	0,013
Adequabilidade	684,94 \pm 101,32	689,88 \pm 101,61	30	F = 0,02	0,891
ADP (km ²) (bruta)	68.092 \pm 50.178	49.053 \pm 20.571	49	F = 3,57	0,065
ADP (km ²) (corrigida)	16.090 \pm 9.958	21.396 \pm 7.032	49	F = 0,94	0,337
<i>O. v-signata</i>					
Omissão (limiar TSS)	1,7 \pm 2,66	0,86 \pm 1,91	40	F = 1,40	0,244
Comissão (limiar LPT)	0,85 \pm 1,23	0,5 \pm 0,8	40	F = 1,27	0,266
Adequabilidade*	642 \pm 95,6	732,6 \pm 74,1	18	F = 5,61	0,029
ADP (km ²) (bruta)	53.500 \pm 34.405	54.319 \pm 25.657	40	F = 0,008	0,930
ADP (km ²) (corrigida)*	5.519 \pm 2.835	10.920 \pm 3.893	40	F = 24,52	>0,001

Legenda: ADP: área da distribuição potencial (em km²); g.l.: graus de liberdade; LPT: *lowest presence threshold*; TSS: *true skill statistics*.

Ololygon v-signata

Os modelos consenso de *Ololygon v-signata* gerados em ambos os experimentos foram semelhantes ao concentrarem as áreas com potencial para ocorrência da espécie ao longo da Serra do Mar, entre RJ e SP (Figuras 3D e 3E). Embora o modelo gerado sob “abiotic + bromeliads” tenha indicado maior área potencial (32.394 km² incluindo a sobreprevisão) que “abiotic only” (20.492 km²), não houve diferença quanto à extensão média da ADP bruta (Tabela 2). Por outro lado, “abiotic + bromeliads” estimou maior área potencial para *O. v-signata* quando considerada a ADP corrigida pelo BMCP (Figuras 4C e 4D), aumentando também os valores de adequabilidade ambiental estimados pelo modelo consenso para os

pontos de ocorrência da espécie (Tabela 2). Não houve efeito sobre as demais variáveis resposta (omissão e comissão). Os preditores mais importantes para o modelo consenso de *O. v-signata* no experimento “abiotic only” foram bio 2 e bio 6. Já para “abiotic + bromeliads” os preditores mais importantes foram *A. imperialis*, bio 2 e bio 15 (Tabela 3).

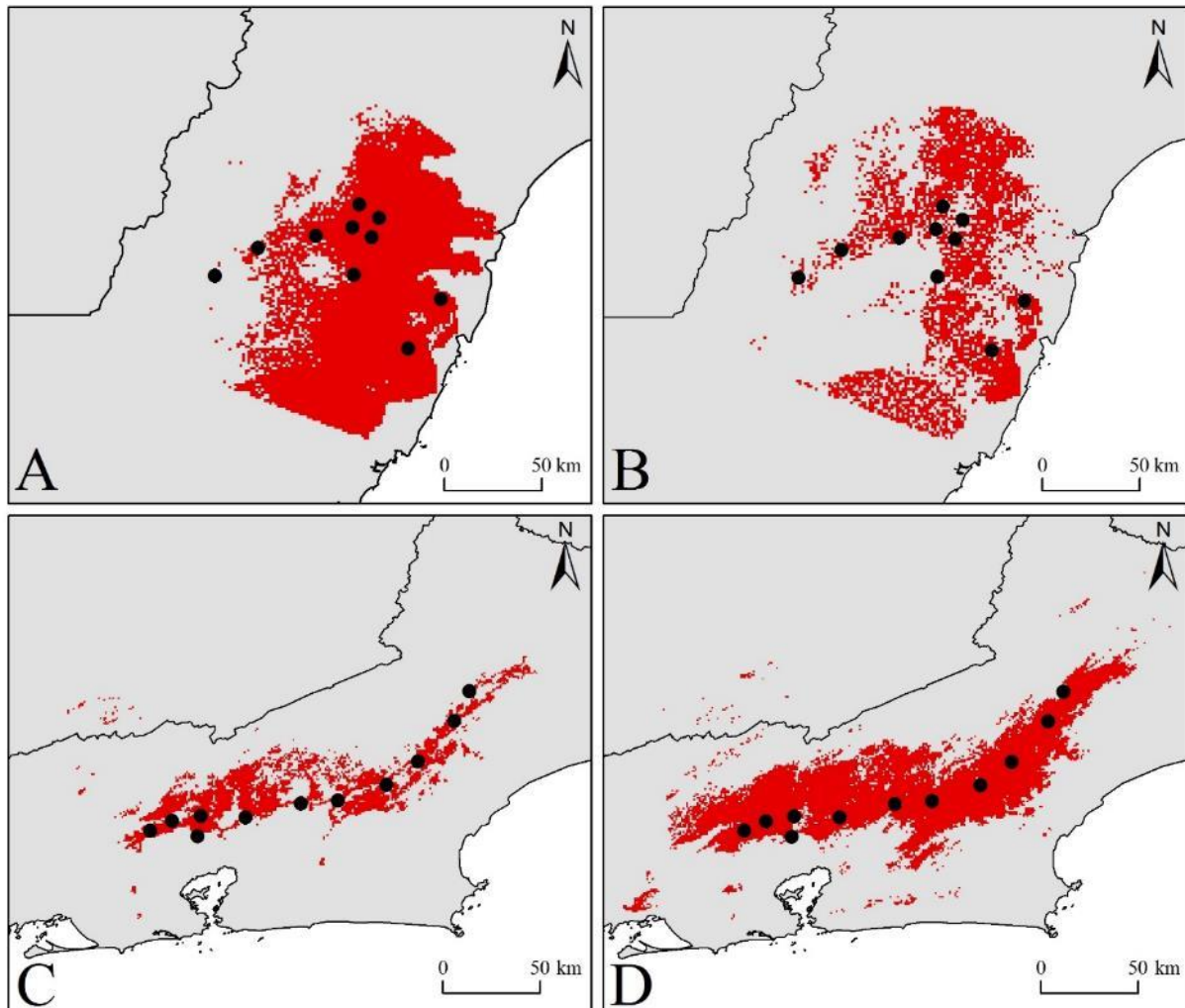


Figura 4. Distribuições potenciais de *Ololygon arduous* (A, B) e *O. v-signata* (C, D) em áreas localizadas dentro do mínimo polígono convexo com *buffer* (BMCP) de cada espécie, obtidas com os experimentos “abiotic only” (A, C) e “abiotic + bromeliads” (B, D).

Tabela 3. Importância percentual das variáveis preditoras das distribuições potenciais de *Ololygon arduous*, *O. cosenzai* e *O. v-signata*, para os experimentos utilizando somente preditores abióticos (“abiotic only”) e preditores abióticos juntamente com as bromélias *Alcantarea extensa* e *A. imperialis* (“Abiotic + bromeliads”). Os valores das variáveis com maior importância (> 10%) estão marcados com *.

Preditor	“Abiotic only”			“Abiotic + bromeliads”		
	<i>O. arduous</i>	<i>O. cosenzai</i>	<i>O. v-signata</i>	<i>O. arduous</i>	<i>O. cosenzai</i>	<i>O. v-signata</i>
<i>Alcantarea extensa</i>	-	-	-	37,86*	25,21*	0,74
<i>A. imperialis</i>	-	-	-	7,32	11,74*	75,11*
Altitude	0,28	5,28	0,28	-	0,71	0,08
bio 2	48,10*	2,33	54,22*	39,49*	18,06*	11,67*
bio 6	0,56	23,43*	41,0*	-	14,07*	0
bio 15	5,58	26,32*	0,64	1,35	23,96*	11,60*
bio 16	1,02	0,07	0,06	0,4	-	-
bio 18	34,57*	2,10	0,68	6,43	0,79	0
Declividade	3,70	1,20	0,31	0,11	1,03	0,1
Densidade de drenagem	0,68	2,01	0,05	5,7	1,06	-
Distância à drenagem mais próxima	4,70	37,03*	0,44	1,11	3,38	0
Porcentagem de cobertura arbórea	0,80	0,24	2,35	0,23	-	0,7

Legenda: bio 2: variação média diária da temperatura; bio 6: temperatura mínima do mês mais frio; bio 15: sazonalidade da precipitação; bio 16: precipitação do trimestre mais úmido; bio 18: precipitação do trimestre mais quente.

Discussão

O uso dos modelos de distribuição potencial das bromélias *Alcantarea* como preditores da distribuição potencial das pererecas bromelígenas teve efeitos positivos, que variaram de acordo com a espécie-alvo. Um grande limitante para o uso da SDM é o baixo número de registros de ocorrência disponíveis para muitas espécies (Hernandez *et al.* 2006), especialmente em regiões tropicais (Cayuela *et al.* 2009). No nosso caso, diante de um número reduzido de ocorrências disponíveis, a inclusão das bromélias como preditores aprimorou os resultados, mesmo que influenciando positivamente parte dos critérios de avaliação. Outros estudos que utilizaram abordagens semelhantes de integração de interações bióticas com SDM também obtiveram resultados positivos (Araújo & Luoto 2007; Heikkinen *et al.* 2007; Preston *et al.* 2008; Meier *et al.* 2010; Gianini *et al.* 2013).

As projeções geográficas dos modelos consenso no experimento “abiotic + bromeliads” tiveram diferenças importantes em relação aos modelos “abiotic only”. A mais notável foi a grande redução na área de distribuição potencial (ADP) de *O. arduous* verificada no segundo experimento. Efeito semelhante foi observado para a distribuição potencial de *O. cosenzai*; “abiotic + bromeliads” reduziu as áreas adequadas projetadas para além dos limites do BMCP no modelo “abiotic only”. Outros autores também observaram reduções expressivas nas áreas potencialmente ocupáveis pelas suas espécies-foco entre modelos obtidos somente com preditores abióticos e modelos que incluíram preditores bióticos (*e.g.* Preston *et al.* 2008; Silva *et al.* 2014). Nossos resultados e os dos autores citados demonstram o efeito positivo da integração de interações bióticas com a SDM para a diminuição do erro de sobreprevisão nos modelos de distribuição de espécies. Se uma espécie depende fortemente da interação com outra espécie, então é provável que a sua distribuição seja restrita aos locais onde as condições são favoráveis a ela e à espécie da qual depende (Preston *et al.* 2008).

Os modelos “abiotic + bromeliads” para *O. cosenzai* e *O. v-signata* indicaram maior continuidade nas áreas adequadas projetadas próximo aos pontos de ocorrência das duas espécies, diminuindo os “vazios” presentes nos modelos “abiotic only” (Figura 3). Para *O. v-signata* houve inclusive um aumento significativo na sua ADP corrigida para sobredispersão, assim como na adequabilidade ambiental estimada para seus pontos de ocorrência. A elevada importância que as bromélias alcançaram no experimento “abiotic + bromeliads” (Tabela 3) pode ser uma explicação para esse efeito. Em todos os casos, o que se observou foi uma aproximação entre as distribuições potenciais das pererecas com as áreas de maior adequabilidade para a ocorrência das bromélias (ver Figura 2). Isso era esperado, dada a importância vital das bromélias para as espécies do grupo de *O. perpusilla* (Peixoto 1987, 1995; Alves-Silva & Silva 2009).

É importante ressaltar que, sob o limiar LTP, as ADPs das bromélias foram maiores que as ADPs das pererecas obtidas no experimento “abiotic + bromeliads”. Isso pode ser explicado pelo maior espalhamento dos registros das plantas no espaço geográfico, principalmente para *A. extensa* (ver Figura 2). Tais registros mais espalhados podem ter representado populações adaptadas a uma maior variedade de condições ambientais, o que contribui para uma área mais ampla ser indicada como ambientalmente adequada (Franklin 2009). Por outro lado, as bromélias *Alcantarea* possuem sementes dispersadas pelo vento (Barbará *et al.* 2009), fato que provavelmente contribui para que estas plantas tenham áreas de distribuição naturalmente maiores que as das espécies do grupo de *O. perpusilla*. As pererecas, por outro lado, devem atravessar a matriz de habitats para colonizar os afloramentos rochosos, num processo provavelmente mais lento. Dessa forma, nossa expectativa é que bromélias não colonizadas por pererecas do grupo de *O. perpusilla* ocorram em afloramentos distantes dos registros destes anuros, localizados além de possíveis barreiras naturais para a dispersão das pererecas, como rios, por exemplo. Futuras amostragens em campo são necessárias para se avaliar esta hipótese.

Além dos aspectos relativos às projeções geográficas, a comissão das réplicas dos modelos de *O. arduous* e *O. cosenzai* foi menor no experimento “abiotic + bromeliads”, apontando um ganho preditivo para os modelos dessas espécies. Para Silva *et al.* (2014) a ausência de ganho preditivo nos modelos de *L. huberi* com interações bióticas indicaria uma possível dependência das variáveis bióticas (i.e., distribuições de plantas hospedeiras) com as variáveis abióticas. Tal dependência não foi observada no presente estudo, já que as distribuições das bromélias e os preditores abióticos foram fracamente correlacionados entre si.

Por outro lado, ao utilizarmos as ocorrências de uma espécie como ausências reais para a outra espécie modelada, podemos ter incorrido no erro de omissão, no caso de as duas espécies ocorrerem em simpatria, porém somente uma ter sido detectada em campo. No nosso estudo, tal possibilidade seria plausível somente entre as espécies ocorrentes na Mantiqueira

Setentrional (*O. arduous*, *O. belloni*, *O. aff. belloni*, *O. cosenzai*) uma vez que *O. v-signata* possui distribuição restrita à Serra do Mar no estado do RJ (Silva & Alves-Silva 2013). Entretanto, acreditamos ser pouco provável a possibilidade de simpatria mesmo entre estas espécies. Os afloramentos selecionados foram amostrados durante a estação reprodutiva, quando a presença das pererecas pôde ser facilmente confirmada pela vocalização de anúncio emitida pelos machos, indicando a ocorrência de uma única espécie (Lacerda, J.V.A. & Silva, E.T. com. pes.). Adicionalmente, o comportamento territorial já evidenciado ou observado para algumas espécies (Alves-Silva & Silva 2009; Lacerda *et al.* 2015) pode ser um fator que diminui a possibilidade da ocorrência simpátrica, embora isso ainda deva ser testado. De fato, casos documentados de simpatria entre espécies do grupo de *O. perpusilla* são raros, havendo registro apenas para *O. melloi* e *O. v-signata* em bromélias ornamentais na sede do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ) (Peixoto 1989).

As áreas projetadas como adequadas para *O. cosenzai* e *O. v-signata* na Serra do Mar em SP em ambos os experimentos (Figura 3) podem ser consideradas como sobreprevisão ou erro de comissão (Guisan & Thuiller 2005; Franklin 2009). Por outro lado, estas áreas englobam localidades onde foi registrada outra espécie do grupo, *O. atrata* (Peixoto 1989), e também algumas populações ainda sem identificação específica (Oliveira & Navas 2004; Zaher *et al.* 2005; Bell *et al.* 2012). Isso indica a ocorrência de conservatismo de nicho entre estas populações/espécies (Wiens *et al.* 2010); porém, o teste para essa suposição aguarda uma hipótese consistente sobre o relacionamento filogenético das espécies do grupo de *O. perpusilla* (Faivovich 2002; Faivovich *et al.* 2005). Cabe ressaltar que as áreas adequadas projetadas para *O. v-signata* na porção sul do estado de SP estão além dos registros mais meridionais de *Alcantarea* (Versieux & Wanderley 2007). Entretanto, ocorrências do grupo de *O. perpusilla* nessa região correspondem a indivíduos ocupando bromélias de solo ou epífitas localizadas próximas ao solo (Oliveira & Navas 2004), comportamento também já observado para *O.*

arduous, *O. cosenzai* e *O. v-signata* (Lacerda *et al.* 2015; Lacerda, J.V.A. & Silva, E.T. obs. pes.).

Na descrição original de *Ololygon cosenzai*, duas populações são reportadas para os municípios de Araponga e Ervália, ambos na Serra do Brigadeiro, Mantiqueira Setentrional em MG (Lacerda *et al.* 2012). Recentemente, Neves *et al.* (2016) ampliaram a ocorrência da espécie para quatro outros municípios também na Serra da Mantiqueira em MG (Rio Preto, Cataguases, Pedra Dourada e Simonésia). O presente estudo amplia para 14 o número de localidades conhecidas para a espécie, incluindo os primeiros registros para o ES, no município de Ibitirama (Figura 1). O único registro inédito de *O. arduous* aqui apresentado foi para o município de Santa Leopoldina (ES) dentro dos limites de distribuição da espécie, passando para 10 o número de localidades de ocorrência conhecidas.

Ololygon arduous figura como deficiente em dados (DD) nas listas de espécies ameaçadas em nível global (IUCN 2016) e nacional (MMA 2014). *Ololygon cosenzai* não foi ainda avaliada quanto ao seu estado de conservação (MMA 2014; IUCN 2016). Já *O. v-signata* é considerada pouco preocupante (LC) (MMA 2014; IUCN 2016). O presente estudo e outros recentes (Lacerda *et al.* 2015; Peixoto *et al.* 2015; Neves *et al.* 2016) fornecem novos registros que devem contribuir para uma futura avaliação do estado de conservação de *O. arduos* e *O. cosenzai*. Entretanto, somente após trabalhos que enfoquem a sistemática e delimitação das espécies, teremos visão mais clara sobre o real estado de conservação das espécies do grupo de *O. perpusilla*. Apesar do grupo nunca ter sido foco de revisão taxonômica ou ter tido seu monofiletismo adequadamente testado (Faivovich 2002; Faivovich *et al.* 2005), há indícios de que o número de espécies descritas para o grupo esteja subestimado (Silva & Alves-Silva 2011; Peixoto *et al.* 2015). Descrições recentes de espécies do grupo reforçam essa possibilidade (*e.g.* Faivovich *et al.* 2010; Silva & Alves-Silva 2011; Lacerda *et al.* 2012). Amostragens em pontos

localizados dentro das áreas indicadas como adequadas poderão contribuir para a diminuição do déficit Lineano (Whittaker *et al.* 2005) em que está envolvido o grupo de *O. perpusilla*.

Neste estudo nós modelamos as distribuições de duas bromélias rupícolas do gênero *Alcantarea* e as utilizamos como preditores bióticos das distribuições potenciais de três anuros bromelígenas do grupo de *Ololygon perpusilla* endêmicos de serras do Sudeste o Brasil (*O. arduous*, *O. cosenzai* e *O. v-signata*). Esta abordagem reduziu o erro de sobreprevisão dos modelos de *O. arduous* e *O. cosenzai* quando comparados aos resultados obtidos com preditores abióticos somente. Para *O. v-signata* houve aumento no tamanho da área de distribuição potencial, porém dentro dos limites naturalmente colonizáveis pela espécie (área delimitada pelo BMCP). Também houve um aumento nos valores de adequabilidade ambiental estimados para os pontos de ocorrência de *O. v-signata*. Consideramos então que o uso dos modelos de distribuição das bromélias como preditores aprimorou as representações da distribuição potencial dos anuros em relação a modelos gerados somente com variáveis abióticas. Isso confirma que espécies que possuem interações fortes e especializadas com uma espécie focal podem ser preditores úteis em SDM, tornando aconselhável o seu uso sempre que possível em estudos biogeográficos e/ou de cunho conservacionista. Esperamos que estudos biogeográficos com outras espécies bromelígenas se beneficiem com o uso da metodologia aqui empregada.

Referências

- Allouche, O., A. Tsoar, & R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232.
- Alvarenga, M.A., J.E. Bezerra da Silva, and P.S. Nunes. 1997. Unidades de Relevô. Pp. 51–73 in *Uma visão do Brasil* (Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE). IBGE, Brazil.
- Alves-Silva, R., & H.R. Silva. 2009. Life in bromeliads: reproductive behaviour and the monophyly of the *Scinax perpusillus* species group (Anura: Hylidae). *Journal of Natural History* 43:205–217.

- Araújo, M.B., & M. Luoto, 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743–753.
- Araújo, M.B., & M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22:42–47.
- Armbruster, P., R.A. Hutchinson, & P. Cotgreave. 2002. Factors influencing community structure in a South American tank bromeliad fauna. *OIKOS* 96: 225–234.
- Barbará, T., Lexer, C., Martinelli, G., Mayo, S., Fay, M.F., Heuertz, M. 2008. Within population spatial genetic structure in four naturally fragmented species of a neotropical inselberg radiation, *Alcantarea imperialis*, *A. geniculata*, *A. glaziouana* and *A. regina* (Bromeliaceae). *Heredity* 101: 285–296.
- Bell, R.C., C.A. Brasileiro, C.F.B. Haddad, & K.R. Zamudio. 2012. Evolutionary history of *Scinax* treefrogs on land-bridge islands in south-eastern Brazil. *Journal of Biogeography* 39:1733–1742.
- Brown, J.L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5:694–700.
- Busby, J. R. 1991. BIOCLIM—A bioclimatic analysis and prediction system; pp. 64–68. In: C. R. Margules and M. P. Austin (Eds.), *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, Melbourne.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A., Kolb, M., de Albuquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., Alkemade, R. M. & Pérez, A. M. 2009. Species distribution modelling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for species conservation. *Tropical Conservation Science* 2:319–352.
- Chefaoui R. M., & J.M. Lobo 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210:478–486.
- Coser, T. S.; Versieux, L. M. & Wendt, T. 2013. *Alcantarea galactea* (Bromeliaceae), a New Giant Bromeliad from Brazil, with Populations Seen from the Sky. *Systematic Botany* 38(2):339–343.
- Crawley, M. J. 2007. *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis using S-Plus*. John Wiley and Sons, London, UK.
- Crimmins, S.M., S.Z. Dobrowski, & A.R. Mynsberge. 2013. Evaluating ensemble forecasts of plant species distributions under climate change. *Ecological Modelling* 266: 126–130.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- Engler, R., A. Guisan, & L. Rechsteiner. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41:263–274.
- Faivovich, J. 2002. A cladistic analysis of *Scinax* (Anura: Hylidae). *Cladistics* 18:367–393.

- Faivovich, J., Haddad, C.F.B., Garcia, P.C.A., Frost, D.R., Campbell, J.A. & Wheeler, W.C. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: Phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 294:1–240.
- Faivovich, J., Gasparini, J.L. & Haddad, C.F.B. 2010. A New Species of the *Scinax perpusillus* Group (Anura: Hylidae) from Espírito Santo, Brazil. *Copeia* 1:97–102.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions - Spatial inference and prediction. Cambridge: Cambridge University Press. 320 p.
- Frost, D.R. 2017. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. American Museum of Natural History, USA. Available at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>.
- Gatto, L.C., V.L.S. Ramos, B.T.A. Nunes, L. Mamede, M.H.B. Goés, C.A. Mauro, S.M. Alvarenga, E.M.S. Franco, A.F. Quirico, and L.B. Neves. 1983. Geomorfologia. Pp. 305–367 in Folhas SF.23/24. Rio de Janeiro/Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de Recursos Naturais, volume 32 (Projeto RADAMBRASIL). Ministério das Minas e Energia, Brazil.
- Giannini, T.C., D.S. Chapman, A.M. Saraiva, I. Alves-dos-Santos, & J.C. Biesmeijer. 2013. Improving species distribution models using biotic interactions: A case study of parasites, pollinators and plants. *Ecography* 36:649–656.
- Giovanelli, J.G.R., C.O. Araújo, C.F.B. Haddad, & J. Alexandrino. 2008. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. *Neotropical Biology and Conservation* 3:59–65.
- Guimarães, C. S., Peixoto, M. A. A., Lacerda, J. V. A. & Feio, R. N. 2014. The tadpole of *Scinax cosenzai* (Anura: Hylidae). *Salamandra* 50:99–104.
- Guisan, A. et al. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89–100.
- Guisan, A., & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993–1009.
- Heikkinen, R.K., M. Luoto, R. Virkkala, R.G. Pearson, & J.H. Körber. 2007. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography* 16:754–763.
- Hernandez, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, & D.L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773–785.
- Hijmans, R. J.; Cameron, S. E.; Parra, J. L.; Jones, P. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.

- IUCN–International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/>.
- Lacerda, J.V. 2013. Grupo *Scinax perpusillus*: preenchendo lacunas taxonômicas e geográficas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Brasil.
- Lacerda, J.V., Peixoto, O.L. & Feio, R.N. 2012. A new species of the bromeligenous *Scinax perpusillus* group (Anura; Hylidae) from Serra do Brigadeiro, State of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Zootaxa* 3271:31–42.
- Lacerda J.V.A., Ferreira R.B., Souza G.A., Silva H.R. Feio R.N. 2015. On the diagnosis and conservation of the poorly known bromeligenous *Scinax arduous* Peixoto, 2002 (Amphibia; Anura; Hylidae). *Zootaxa* 4021:401–417. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4021.3.1>
- Manel, S., H.C. Williams & S.J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921–931.
- Marmion, M.; Parviainen, M.; Luoto, M.; Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15: 59–69.
- Meier, E.S., F. Kienast, P.B. Pearman, J.C. Svenning, W. Thuiller, M.B. Araújo, A. Guisan, & N.E. Zimmermann. 2010. Biotic and abiotic variables show little redundancy in explaining tree species distributions. *Ecography* 33:1038–1048.
- MMA–Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014 - Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Seção 1. 245:121–126.
- Neves, M. O., Assis, C. L., Neves, C. P., Santos, P. S., & Feio, R. N. 2016. Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax cosenzai* Lacerda, Peixoto & Feio, 2012: New records and geographic distribution map. *Herpetology Notes* 9:197–199.
- Nori, J.; Urbina-Cardona, J. N.; Loyola, R.D.; Lescano, J.N. & Leynaud, G.C. 2011. Climate Change and American Bullfrog Invasion: What Could We Expect in South America? *PLoS ONE* 6(10):e25718. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0025718>.
- Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes; pp. 4–15. In: Bureau of Flora and Fauna (Ed.), *Atlas of Australian Elapid Snakes*, Australian Government Publishing Service.
- Oliveira, F.B., & C.A. Navas. 2004. Plant selection and seasonal patterns of vocal activity in two populations of Bromeligen treefrog *Scinax perpusillus* (Anura; Hylidae). *Journal of Herpetology* 38:331–339.
- Pearson, R. G.; Raxworthy, C. J.; Nakamura, M. & Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.
- Peixoto, M. A. A., Lacerda, J. V. A., Coelho-Augusto, C., Feio, R. N., & Dergam, J. A. 2015. The karyotypes of five species of the *Scinax perpusillus* group (Amphibia, Anura, Hylidae) of southeastern Brazil show high levels of chromosomal stabilization in this taxon. *Genetica* 143(6):729–739.

- Peixoto, M. A. A., Guimarães, C. C., Lacerda, J. V. A., Leal, F., Rocha, P. C. & Feio, R. N. 2016. Vocal repertoire of *Scinax v-signatus* (Lutz 1968) (Anura, Hylidae) and comments on bioacoustical synapomorphies for *Scinax perpusillus* species group. *Acta Herpetologica*, 11(1):53–57.
- Peixoto, O. L. 1987. Caracterização do grupo *perpusilla* e revalidação da posição taxonômica de *Oloolygon perpusilla perpusilla* e *Oloolygon perpusilla v-signata* (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro* 10:37–49.
- Peixoto, O.L. 1989. Duas novas espécies de *Oloolygon* do Grupo “*perpusilla*” (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro* 10:27–37.
- Peixoto, O.L. 1995. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata Atlântica. *Revista da Universidade Rural do Rio de Janeiro* 17(2):75–83.
- Peixoto, O.L. 2002. Uma nova espécie de *Scinax* do grupo *perpusillus* para Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 13:7–15.
- Peterson, A.T., & J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* 10(2):1–6. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, & M.B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, USA.
- Phillips, S. J.; Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Preston, K.L., J.T. Rotenberry, R.A. Redak, & M.F. Allen. 2008. Habitat shifts of endangered species under altered climate conditions: importance of biotic inter-actions. *Global Change Biology* 14:2501–2515.
- Porto, T. J.; Carnaval, A. C. & Rocha, P. L. B. 2013. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. *Diversity and Distributions* 19: 330–340.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.
- Rangel, T. F. & Loyola, R. D. 2012. Labeling Ecological Niche Models. *Natureza & Conservação* 10(2):119–126. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.030>.
- Silva, D. P.; Gonzalez, V. H.; Melo, G. A. R.; Lucia, M.; Alvarez, L. J. & De Marco Jr., P. 2014. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling* 273:200–209.
- Silva, H.R & Alves-Silva, R. 2009. Life in bromeliads: reproductive behaviour and the monophyly of the *Scinax perpusillus* species group (Anura: Hylidae). *Journal of Natural History* 43:205–217.

- Silva, H.R. & Alves-Silva, R. 2011. A new bromeligenous species of the *Scinax perpusillus* group from the hills of the State of Rio de Janeiro, Brazil (Anura, Hylidae). *Zootaxa* 3043:54–68.
- Silva, H.R. & Alves-Silva, R. 2013. Predictive-like distribution mapping using Google Earth: Reassessment of the distribution of the bromeligenous frog, *Scinax v-signatus* (Anura: Hylidae). *Zootaxa* 3609:213–222.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10:1115–1123.
- Soberón, J., & A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M. B. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32:369–373.
- Thuiller, W.; Georges, D. & Engler, R. 2015. *biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling*. R package version 3.1-64 (February 2015). Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.
- Versieux, L.M., & M.G.L. Wanderley. 2007. *Alcantarea* (E. Morren ex Mez) Harms. Pp. 59–62 in *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*, Volume 5. (Wanderley, M.G.L., G.J. Shepherd, T.S. Melhem, & A.M. Giullietti, eds.). Instituto de Botânica, São Paulo, Brazil.
- Versieux, L.M., & M.G.L. Wanderley. 2010. Delimitation of the *Alcantarea extensa* complex (Bromeliaceae) and one new species from Espírito Santo, Brazil. *Rodriguésia* 61:421–429.
- Versieux, L. M., T. Barbará, M. G. L. Wanderley, A. Calvente, M. F. Fay, and C. Lexer. 2012. Molecular phylogenetics of the Brazilian giant bromeliads (*Alcantarea*, Bromeliaceae): implications for morphological evolution and biogeography. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 64:177–189.
- Wiens, J.J., D.B. Ackerly, A.P. Allen, ... and P.R. Stephens. 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters* 13:1310–1324.
- Whittaker, R.J., M.B. Araújo, P. Jepson, R.J. Ladle, J.E.M. Watson, and K.J. Willis. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11:3–23.
- Wisz, M.S., J. Pottier, W.D. Kissling, ... and J.C. Svenning. 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 88:15–30.
- Zaher, H., Aguiar, E., & Pombal Jr., J.P. 2005. *Paratelmatobius gaigeae* (Cochran, 1938) Rediscovered (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 63:321–328.

Apêndice

Tabela S1. Pontos de ocorrência potencial das bromélias *Alcantarea extensa* e *A. imperialis* selecionados para a modelagem de distribuição.

Espécie	Latitude	Longitude	Município	Estado	Fonte
<i>A. extensa</i>	20° 12' 18.64" S	41° 5' 46.41" W	Afonso Cláudio	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 4' 29.85" S	41° 5' 46.41" W	Afonso Cláudio	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 1' 19.56" S	41° 5' 46.41" W	Açucena	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 7' 39.29" S	41° 5' 46.41" W	Açucena	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 26' 25.07" S	41° 5' 46.41" W	Aimorés	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 29' 47.45" S	41° 5' 46.41" W	Aimorés	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 40' 0.02" S	41° 5' 46.41" W	Antônio Dias	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 37' 46.14" S	41° 5' 46.41" W	Antônio Dias	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 0' 52.82" S	41° 5' 46.41" W	Antônio Prado de Minas	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 40' 9.23" S	41° 5' 46.41" W	Araponga	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 36' 48.41" S	41° 5' 46.41" W	Argirita	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 10' 33" S	41° 5' 46.41" W	Brejetuba	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 50' 13" S	41° 5' 46.41" W	Cachoeiro de Itapemirim	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 44' 5.37" S	41° 5' 46.41" W	Carangola	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 40' 19.52" S	41° 5' 46.41" W	Carangola	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 48' 11.79" S	41° 5' 46.41" W	Caratinga	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 42' 35.55" S	41° 5' 46.41" W	Caratinga	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 32' 50.88" S	41° 5' 46.41" W	Castelo	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 31' 9" S	41° 5' 46.41" W	Castelo	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	19° 30' 1.27" S	41° 5' 46.41" W	Colatina	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 20' 54" S	41° 5' 46.41" W	Colatina	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 16' 36.67" S	41° 5' 46.41" W	Conceição do Castelo	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 36' 44.55" S	41° 5' 46.41" W	Divino	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 31' 39.13" S	41° 5' 46.41" W	Divino	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 32' 43.88" S	41° 5' 46.41" W	Divino	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 35' 13.08" S	41° 5' 46.41" W	Dores do Rio Preto	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	18° 11' 5" S	41° 5' 46.41" W	Ecoporanga	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 51' 28.94" S	41° 5' 46.41" W	Ervália	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 40' 3.09" S	41° 5' 46.41" W	Espera Feliz	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 31' 19.02" S	41° 5' 46.41" W	Espera Feliz	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 56' 22.15" S	41° 5' 46.41" W	Eugenópolis	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 44' 45.95" S	41° 5' 46.41" W	Fervedouro	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	18° 53' 47.72" S	41° 5' 46.41" W	Galiléia	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	18° 56' 20.05" S	41° 5' 46.41" W	Guanhães	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 27' 10.46" S	41° 5' 46.41" W	Iapu	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 14' 49.51" S	41° 5' 46.41" W	Ibatiba	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 30' 6.8" S	41° 5' 46.41" W	Ibitirama	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 24' 38.46" S	41° 5' 46.41" W	Ibitirama	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 26' 54.15" S	41° 5' 46.41" W	Ipaba	MG	Google Earth

Espécie	Latitude	Longitude	Município	Estado	Fonte
<i>A. extensa</i>	20° 19' 24.44" S	41° 5' 46.41" W	Irupi	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 6' 26.89" S	41° 5' 46.41" W	Itaperuna	RJ	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 10' 30" S	41° 5' 46.41" W	Lajinha	MG	Species Link
<i>A. extensa</i>	21° 33' 26.52" S	41° 5' 46.41" W	Leopoldina	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 15' 6.58" S	41° 5' 46.41" W	Manhuaçu	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 42' 41.31" S	41° 5' 46.41" W	Marliéria	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 20' 28.11" S	41° 5' 46.41" W	Matipó	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 30' 15.27" S	41° 5' 46.41" W	Muniz Freire	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 25' 57.96" S	41° 5' 46.41" W	Muniz Freire	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 29' 18.85" S	41° 5' 46.41" W	Muniz Freire	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 0' 0.54" S	41° 5' 46.41" W	Muriaé	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 6' 50.17" S	41° 5' 46.41" W	Muriaé	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 2' 12.98" S	41° 5' 46.41" W	Natividade	RJ	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 13' 51" S	41° 5' 46.41" W	Pancas	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 49' 30.67" S	41° 5' 46.41" W	Pedra Dourada	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	21° 0' 35.76" S	41° 5' 46.41" W	Porciúncula	RJ	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 27' 20.52" S	41° 5' 46.41" W	Alto Jequitibá	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 59' 49.51" S	41° 5' 46.41" W	Raul Soares	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 9' 9.3" S	41° 5' 46.41" W	Santa Leopoldina	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 10' 38" S	41° 5' 46.41" W	Santa Maria de Jetibá	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 29' 56.06" S	41° 5' 46.41" W	Santa Margarida	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 19' 48.35" S	41° 5' 46.41" W	Santa Margarida	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 58' 17" S	41° 5' 46.41" W	Santa Teresa	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 25' 26.72" S	41° 5' 46.41" W	São João do Manhuaçu	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	19° 45' 39" S	41° 5' 46.41" W	São Roque do Canaã	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 58' 22.96" S	41° 5' 46.41" W	São Sebastião da Vargem Alegre	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 4' 31.47" S	41° 5' 46.41" W	Simonésia	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 55' 12.78" S	41° 5' 46.41" W	Tombo	MG	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 19' 42.55" S	41° 5' 46.41" W	Venda Nova do Imigrante	ES	Google Earth
<i>A. extensa</i>	20° 18' 23" S	41° 5' 46.41" W	Viana	ES	Species Link
<i>A. extensa</i>	20° 19' 22" S	41° 5' 46.41" W	Vitória	ES	Species Link
<i>A. imperialis</i>	21° 14' 14.48" S	41° 5' 46.41" W	Cataguases	MG	Google Earth
<i>A. imperialis</i>	22° 12' 23.64" S	41° 5' 46.41" W	Bom Jardim	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 12' 25.45" S	41° 5' 46.41" W	Bom Jardim	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 14' 1.19" S	41° 5' 46.41" W	Bom Jardim	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 50' 1.18" S	41° 5' 46.41" W	Campos dos Goytacazes	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 47' 11.67" S	41° 5' 46.41" W	Campos dos Goytacazes	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 39' 7.24" S	41° 5' 46.41" W	Campos dos Goytacazes	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 24' 16.37" S	41° 5' 46.41" W	Descoberto	MG	Google Earth
<i>A. imperialis</i>	21° 47' 55.32" S	41° 5' 46.41" W	Juiz de Fora	MG	Barbará et al. (2008)
<i>A. imperialis</i>	21° 41' 4" S	41° 5' 46.41" W	Lima Duarte	MG	Species Link
<i>A. imperialis</i>	22° 9' 32.88" S	41° 5' 46.41" W	Macaé	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 10' 36.45" S	41° 5' 46.41" W	Macaé	RJ	Silva, H. R. com. pes.

Espécie	Latitude	Longitude	Município	Estado	Fonte
<i>A. imperialis</i>	22° 31' 14.49" S	41° 5' 46.41" W	Miguel Pereira	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 16' 3.43" S	41° 5' 46.41" W	Nova Friburgo	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 21' 48.99" S	41° 5' 46.41" W	Nova Friburgo	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 18' 22.72" S	41° 5' 46.41" W	Nova Friburgo	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 26' 28.15" S	41° 5' 46.41" W	Petrópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 24' 14.39" S	41° 5' 46.41" W	Petrópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 29' 33.65" S	41° 5' 46.41" W	Petrópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 25' 34.49" S	41° 5' 46.41" W	Petrópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 20' 24.3" S	41° 5' 46.41" W	Petrópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 59' 38.81" S	41° 5' 46.41" W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 56' 32.8" S	41° 5' 46.41" W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 52' 18.73" S	41° 5' 46.41" W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 56' 22.18" S	41° 5' 46.41" W	Santa Maria Madalena	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 43' 57.44" S	41° 5' 46.41" W	São Fidélis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	21° 41' 49.96" S	41° 5' 46.41" W	São Fidélis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 11' 25.17" S	41° 5' 46.41" W	São José do Vale do Rio Preto	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 25' 7.7" S	41° 5' 46.41" W	Teresópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 23' 13.44" S	41° 5' 46.41" W	Teresópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 19' 38.42" S	41° 5' 46.41" W	Teresópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 19' 12.26" S	41° 5' 46.41" W	Teresópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 17' 4.92" S	41° 5' 46.41" W	Teresópolis	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 9' 35.13" S	41° 5' 46.41" W	Trajano de Moraes	RJ	Silva, H. R. com. pes.
<i>A. imperialis</i>	22° 3' 36.95" S	41° 5' 46.41" W	Trajano de Moraes	RJ	Silva, H. R. com. pes.

Tabela S2. Matrizes de correlação (Pearson) entre as variáveis preditoras utilizadas no experimento “abiotic + bromeliads” para cada uma das três espécies de pererecas bromelígenas (*Ololygon arduous*, *O. cosenzai*, *O. v-signata*).

<i>O. cosenzai</i>	<i>A. ext.</i>	<i>A. imp.</i>	Alt.	Bio 15	Bio 16	Bio 18	Bio 2	Bio 6	Dec.	Dist.
<i>A. ext.</i>	1									
<i>A. imp.</i>	0.05	1								
Alt.	-0.09	0.14	1							
Bio 15	-0.04	-0.07	0.29	1						
Bio 16	-0.06	0.12	0.39	0.55	1					
Bio 18	-0.02	0.31	0.28	-0.11	0.29	1				
Bio 2	-0.02	-0.28	0.19	0.42	0.25	0.22	1			
Bio 6	-0.05	-0.22	-0.58	0.17	-0.07	-0.67	-0.40	1		
Dec.	0.52	0.29	0.15	-0.11	-0.02	0.11	-0.19	-0.20	1	
Dist.	0.29	0.31	0.53	-0.06	0.07	0.13	-0.13	-0.33	0.38	1
<i>O. arduous</i>	<i>A. ext.</i>	<i>A. imp.</i>	Bio 15	Bio 16	Bio 18	Bio 2	Dec.	Dens.	Dist.	% Arb.
<i>A. ext.</i>	1									
<i>A. imp.</i>	0.05	1								
Bio 15	-0.04	-0.07	1							
Bio 16	-0.06	0.12	0.55	1						
Bio 18	-0.02	0.31	-0.11	0.29	1					
Bio 2	-0.02	-0.28	0.42	0.25	0.22	1				
Dec.	0.52	0.29	-0.11	-0.02	0.11	-0.19	1			
Dens.	-0.01	-0.08	0.01	-0.07	-0.06	0.00	-0.05	1		
Dist.	0.29	0.31	-0.06	0.07	0.13	-0.13	0.38	-0.39	1	
% Arb.	0.04	0.26	-0.17	-0.07	0.05	-0.21	0.23	0.00	0.23	1
<i>O. v-signata</i>	<i>A. ext.</i>	<i>A. imp.</i>	Alt.	Bio 15	Bio 18	Bio 2	Bio 6	Dec.	Dist.	% Arb.
<i>A. ext.</i>	1									
<i>A. imp.</i>	0.05	1								
Alt.	-0.09	0.14	1							
Bio 15	-0.04	-0.07	0.29	1						
Bio 18	-0.02	0.31	0.28	-0.11	1					
Bio 2	-0.02	-0.28	0.19	0.42	0.22	1				
Bio 6	-0.05	-0.22	-0.58	0.17	-0.67	-0.40	1			
Dec.	0.52	0.29	0.15	-0.11	0.11	-0.19	-0.20	1		
Dist.	0.29	0.31	0.53	-0.06	0.13	-0.13	-0.33	0.38	1	
% Arb.	0.04	0.26	0.07	-0.17	0.05	-0.21	-0.14	0.23	0.23	1

Legenda: *A. ext.*: *Alcantarea extensa*; *A. imp.*: *Alcantarea imperialis*; bio 2: variação média diária da temperatura; bio 6: temperatura mínima do mês mais frio; bio 15: sazonalidade da precipitação; bio 16: precipitação do trimestre mais úmido; bio 18: precipitação do trimestre mais quente; Dec.: declividade; Dens.: densidade de drenagem; Dist.: distância à drenagem mais próxima; % Arb.: porcentagem de cobertura arbórea.

Tabela S3. Composição dos modelos consenso de acordo com a quantidade de réplicas com AUC > 0,7 utilizada de cada algoritmo.

Espécie	“Abiotic only”			“Abiotic + bromeliads”		
	SRE	GLM	Maxent	SRE	GLM	Maxent
<i>Alcantarea extensa</i>	0	10	3	-	-	-
<i>A. imperialis</i>	0	8	2	-	-	-
<i>Ololygon arduous</i>	5	8	9	2	7	7
<i>O. cosenzai</i>	1	11	8	4	14	11
<i>O. v-signata</i>	2	9	8	1	11	10

CONCLUSÕES

O complexo da Serra da Mantiqueira é uma das regiões mais ricas em espécies de anfíbios anuros da Mata Atlântica, e provavelmente uma das mais ricas cadeias montanhosas para esse grupo de animais a leste dos Andes na América do Sul. Além disso, a elevada taxa de endemismo, os padrões de distribuição de algumas espécies que são congruentes com outras áreas de altitude elevada, e a dissimilaridade na composição de espécies observada entre os dois setores da Serra, exemplificam a complexidade da evolução das faunas de anuros que habitam as cadeias montanhosas do Sudeste do Brasil.

Entretanto, a riqueza de espécies de anuros não se distribui de forma homogênea ao longo da Serra da Mantiqueira, com poucas localidades concentrando elevadas riqueza total e de espécies endêmicas. Essas localidades em geral coincidem com as regiões que possuem maior densidade de pontos associados a registros de anurofauna (*i.e.*, maior esforço de coleta). Além disso, a maior parte do complexo serrano possui um grande déficit de conhecimento sobre a anurofauna, incluindo aí importantes unidades de conservação (UCs) de proteção integral. Por outro lado, o atual sistema de UCs mostrou-se gravemente falho para proteger a maior parte das 79 espécies de anuros endêmicas da Mantiqueira, assim como as outras 11 espécies com ocorrência nas serras do Mar e Quadrilátero Ferrífero avaliadas nesse estudo. Isso indica um quadro alarmante para a conservação de anfíbios nas serras do Sudeste do Brasil, regiões que concentram a maior parcela da riqueza de espécies de anuros da Mata Atlântica. Uma grande proporção das espécies avaliadas já possui a área de distribuição geográfica altamente impactada pela perda de *habitat* naturais. As espécies exclusivamente florestais se mostraram mais prejudicadas em relação aos quesitos avaliados, como reflexo da histórica destruição da Mata Atlântica.

Os resultados apontam para a necessidade de mais inventários, especialmente em UCs pouco amostradas, para se alcançar um melhor entendimento sobre a diversidade dos anfíbios anuros que habitam a Serra da Mantiqueira e suas prioridades de conservação. A expansão do sistema de UCs, aliada à recuperação ambiental, criação de corredores ecológicos e reservas particulares são estratégias que devem ser postas em prática para minimizar o déficit de proteção aqui indicado. Porém, tais estratégias somente serão eficazes com a geração de mais informações sobre a distribuição, a biologia e a ecologia das espécies de anfíbios analisadas, particularmente as deficientes em dados. No que tange a estimativa da área da distribuição geográfica, o uso de variáveis preditoras que representem recursos e/ou interações essenciais para a ocorrência das espécies é aconselhável, pois promove ganhos na eficiência de modelos de nicho ecológico (ou modelos de distribuição), como verificado com os anuros bromelígenas do grupo de *Ololygon perpusilla* restritos às Serras da Mantiqueira e do Mar aqui estudados.