Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Anfíbios brasileiros categorizados como Dados Insuficientes (DD): padrões de carência de informações, previsões de risco de extinção e questões relacionadas ao uso da categoria DD

Carolina Ortiz Rocha da Costa

Tese apresentada para obtenção do Título de Doutora em Ciências. Programa: Interunidades em Ecologia Aplicada

Piracicaba
2018

Carolina Ortiz Rocha da Costa
Ciências Biológicas

Anfíbios brasileiros categorizados como Dados Insuficientes (DD): padrões de carência de informações, previsões de risco de extinção e questões relacionadas ao uso da categoria DD

Orientador:

Prof. Dr. MARCIO ROBERTO COSTA MARTINS

Coorientadora:

Prof^a. Dr^a. KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE
BARROS FERRAZ

Tese apresentada para obtenção do Título de Doutora em
Ciências. Programa: Interunidades em Ecologia Aplicada

Piracicaba
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Costa, Carolina Ortiz Rocha da

Anfíbios brasileiros categorizados como Dados Insuficientes (DD): padrões de carência de informações, previsões de risco de extinção e questões relacionadas ao uso da categoria DD / Carolina Ortiz Rocha da Costa. - - Piracicaba, 2018.

174p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Tomada de decisão 2. Avaliação do estado de conservação 3. Modelos de Distribuição de Espécies 4. Modelagem adaptativa 5. Áreas prioritárias I. Título

Agradecimentos

Sou extremamente grata ao prof. Dr. Marcio R. C. Martins pela oportunidade, pelos ensinamentos, disponibilidade e principalmente por compreender as minhas dificuldades.

À profa. Dra. Katia M.P.M.B. Ferraz pela oportunidade, pelos ensinamentos, compreensão e contribuições no desenvolvimento desse trabalho.

Ao Dr. Silvio Marchini pelo auxílio e contribuição com em partes deste trabalho.

Ao Dr. Saulo E. X. F. de Souza pela disposição, auxílio e contribuições com a parte estatística e principalmente a amizade verdadeira.

À coordenação do Programa Interunidades de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, por proporcionar estrutura e oportunidade para o desenvolvimento da minha pesquisa, e por todo o auxílio.

Ao Instituto RAN-ICMBio (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) pela parceria e disponibilidade dos dados.

Ao CNPQ e FAPESP (processo: 2015/06813-9) por conceder auxílio financeiro.

Aos curadores das coleções visitadas (MN RJ, Lab. De Herpetologia – UNESP/CFBH, MZUSP, MCT – PUCRS, MHN CI, Coleção de anfíbios do Acre, Coleção de Anfíbios e Répteis – INPA, Fundação ZOO botânica – RS, MZ João Moojem – UFV, UFMG, ZUEC, Seção de Herpetologia – UFAL, CHNUPI e Coleção de anfíbios – UFBA) pela disponibilidade em me atender e pela disponibilidade dos dados.

Ao meu querido marido Saulo por toda a sua dedicação, compreensão e amor.

A minha querida filha Maria Flor pela sua compreensão, incentivo, amor e torcida nas fases finais.

Aos meus amigos Alex A. Bovo e Yuri G.G. Ribeiro pelo auxílio e amizade, muitas rizadas e parceria nos trabalhos.

“Sabedoria antes de qualquer coisa. Adquira sabedoria.

E, mais do que todas as outras coisas, adquira inteligência.”

Rei Salomão

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERENCIAS	13
2. ATITUDE DE ESPECIALISTAS EM ANFÍBIOS NA AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES: O CASO DA CATEGORIA DADOS INSUFICIENTES (DD)	15
2.1. INTRODUÇÃO.....	16
2.2. MÉTODOS	17
2.2.1. Levantamento de dados.....	17
2.2.2. Análise dos dados.....	18
2.3. RESULTADOS	20
2.4. DISCUSSÃO	25
REFERÊNCIAS	28
3. MODELAGEM ADAPTATIVA PARA INCLUIR A CAPACIDADE DE DISPERSÃO EM MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES	31
3.1. INTRODUÇÃO	32
3.2. A IMPORTÂNCIA DA CAPACIDADE DE DISPERSÃO PARA AS MDEs.....	33
3.3. UNIDADE MÍNIMA DE DISPERSÃO	34
3.4. FRAMEWORK	35
3.5. ESTUDOS DE CASO	36
3.5.1. Espécies modeladas.....	36
3.5.2. Calibração e avaliação dos modelos	37
3.5.3. Modelos ajustado pela extensão.....	38
3.5.4. Modelo ajustado pelo uso do framework	39
3.6. COMPARAÇÃO DOS MODELOS	41
3.7. DISCUSSÃO	46
3.7.1. Implicações para o uso dos MDEs.....	47
3.7.2. Limitações do framework	48
REFERENCES	49
4. PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA OBTENÇÃO DE INFORMAÇÕES A SEREM USADAS NA REAVALIAÇÃO DOS ANFÍBIOS NA CATEGORIA DADOS INSUFICIENTES (DD) DA MATA ATLÂNTICA	53
4.1. INTRODUÇÃO	54
4.2. MÉTODO	57
4.2.1. Área de estudo.....	57
4.2.2. Espécies de estudo.....	57
4.2.3. Modelos de distribuição de espécies	58
4.2.4. Análise de priorização	59
4.3. RESULTADOS	60
4.3.1. Nordeste	64
4.3.2. Sudeste	65
4.3.3. Sul.....	66
4.4. DISCUSSÃO	66
REFERÊNCIAS	70

RESUMO

Anfíbios brasileiros categorizados como Dados insuficientes (DD): padrões de carência de informações, previsões de risco de extinção e questões relacionadas ao uso da categoria DD

Estamos vivenciando o que pode ser considerado como o sexto evento de extinção global da Biodiversidade. Os anfíbios são os vertebrados mais ameaçados do mundo e ainda o número de espécies ameaçadas pode estar subestimado, pois 22% estão classificadas na categoria Dados Insuficientes (DD). O Brasil possui alta riqueza de anfíbios, porém inúmeras lacunas de conhecimento dificultam a elaboração de listas completas e prejudica a avaliação do estado de conservação e o planejamento da conservação dos anfíbios brasileiros. Assim, visando contribuir efetivamente no direcionamento das ações de conservação dos anfíbios brasileiros avaliamos a influência da atitude de especialistas na classificação das espécies, e também identificamos e adaptamos ferramentas para melhor explorar os dados de distribuição disponíveis sobre as espécies DD. Foi proposto um framework de modelagem adaptativa para lidar com a escassez de dados de distribuição destas espécies e incluir a capacidade de dispersão nos modelos de distribuição de espécies. Além disso, para preencher lacunas de conhecimento dos aspectos biológicos e ecológicos das espécies de anfíbios da Mata Atlântica considerados como DD foi realizado busca na literatura e em coleções científicas, bem como a indicação de áreas prioritárias para obter informações adicionais sobre essas espécies. Identificamos que a linha de atuação dos avaliadores influencia na determinação da categoria DD, aumentando ou reduzindo a probabilidade de classificar uma espécie nesta categoria. Com isso, ressalta-se a necessidade de compor equipes multidisciplinares para avaliar o estado de conservação das espécies. O framework aqui proposto tem o potencial de inovar o processo de modelagem com poucos dados disponíveis a partir da inclusão de um dos aspectos mais difíceis de mensurar, a capacidade de dispersão da espécie. O conjunto de informações sobre as espécies DD da Mata Atlântica aumentou consideravelmente com o levantamento de dados e os modelos de distribuição de espécies, e ainda foi possível obter áreas prioritárias para aumentar o conhecimento empírico em mais de 180 municípios. Dentre as categorias de unidades de conservação mais frequentes como áreas prioritárias, destacam-se as Reservas Particulares do Patrimônio Natural nas regiões nordeste e sul, e as Áreas de Preservação permanente na região sudeste. Os resultados deste estudo contribuem efetivamente para o processo de avaliação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros, especialmente das espécies DD da Mata Atlântica, de modo que possa ser utilizado no planejamento sistemático da conservação deste grupo. As abordagens utilizadas neste estudo podem servir de modelos para outras espécies ou grupos taxonômicos, reduzindo lacunas e incertezas no processo de avaliação do estado de conservação de espécies.

Palavras chaves: Tomada de decisão, Avaliação do estado de conservação, Modelagem adaptativa, Modelos de distribuição de espécies, Áreas prioritárias.

ABSTRACT

Brazilian amphibians categorized as Data Deficient (DD): patterns of lack of information, predictions of risk extinction and issues related to the use of DD category

We are experiencing what could be considered as the sixth global biodiversity extinction event. Amphibians are the most threatened vertebrates in the world, and still the number of endangered species might be underestimated because 22% are classified in the category data deficient (DD). Brazil has a high richness of amphibians, but several knowledge gaps make it difficult to compile complete lists and impair the evaluation of the conservation status and the conservation planning of Brazilian amphibians. Thus, in order to contribute effectively in directing conservation actions for Brazilian amphibians we evaluated the influence of experts attitude on species classification, and also identified and adapted tools to better explore the available data on DD species. It was proposed an adaptive modeling framework to deal with the scarcity of these species distribution data and include dispersion capacity in species distribution modeling. In addition, to fill knowledge gaps of biological and ecological aspects of amphibian species of the Atlantic forest considered as DD literature search and in scientific collections were conducted, as well as the indication of priority areas for gathering additional information about these species. We identified that the line of action of the evaluators influences the determination of the DD category, increasing or reducing the probability of classifying a species in this category. Thereby, it's emphasized the need to compose multidisciplinary teams to assess species conservation status. The framework proposed here has the potential to innovate the modeling process through the inclusion of one of the most difficult aspects to be measured, the species dispersion capacity. The set of information about DD species of the Atlantic forest has increased considerably with the survey and the species distribution models, and it was still possible to obtain priority areas to increase the empirical knowledge in more than 180 municipalities. Among the categories of protected areas most frequent as priority areas, Private Reserves stands out in the Northeast and South regions and Areas of Permanent Preservation the Southeast. Results of this study contribute effectively to the process conservation status assessment of amphibians, especially DD species from the Atlantic forest, so that it could be used in conservation systematic planning of this group. The approaches used in this study could serve as models for other species or taxonomic groups, reducing gaps and uncertainties in the process of evaluation of species conservation status.

Keywords: Decision-making, Risk assessment, Adaptive modeling, Species Distribution Models, priority areas.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Processos de extinção da biodiversidade estão presentes em toda a história da vida na Terra e nas últimas décadas estamos vivenciando o que pode ser considerado o sexto evento de extinção global da biodiversidade (McCallum, 2007; Collins, 2010). Os processos de extinção parecem atuar de forma seletiva, dependendo da vulnerabilidade das espécies ou populações aos fatores de impacto (Purvis *et al.*, 2000). As populações pequenas geralmente são mais vulneráveis (Foley, 1992), sobretudo devido à perda de variabilidade genética mais acelerada e consequente perda da capacidade de adaptação às perturbações ambientais (Scribner *et al.*, 2006).

A maior vulnerabilidade dos anfíbios, em relação aos outros grupos taxonômicos, está relacionada à utilização de habitats terrestres e aquáticos, ao ciclo de vida complexo, à alta permeabilidade cutânea, o que os torna mais suscetíveis à poluição do ambiente, às mudanças nos padrões de temperatura e precipitação e aos níveis aumentados de radiação ultravioleta (Alford e Richard, 1999; Blaustein e Bancroft, 2007). Essas vulnerabilidades podem ser responsáveis pelas maiores taxas de declínio populacional em anfíbios do que em outros grupos de vertebrados (Blaustein e Bancroft, 2007).

A região neotropical concentra a maior biodiversidade do planeta, o país desta região que abriga a maior diversidade de anfíbios é o Brasil com 1.026 espécies conhecidas (Segalla *et al.* 2014). Contudo, diante a tamanha riqueza de espécie, a fauna de anfíbios brasileira ainda é pouco conhecida, com lacunas no conhecimento sobre biologia, distribuição, historia natural, e ecologia (Haddad, 1998; Silvano e Segalla, 2005; Dixo e Verdade, 2006). Um dos fatores que dificulta a obtenção de informações é a extensão territorial, pois ainda hoje, existem vazios amostrais, enormes áreas ainda sendo inventariadas e muitas localidades com insuficiência amostral (Silvano e Segalla, 2005; Dixo e Verdade, 2006). Além disso, numerosas pesquisas permanecem não publicadas, sendo que estas contêm informações fundamentais para a compreensão da biodiversidade e biogeografia dos anfíbios, como também, podem auxiliar na elaboração de estratégias de conservação mais apropriadas (Haddad, 1998).

Por isso, a alta diversidade biológica brasileira associada a inúmeras lacunas de pesquisa torna difícil a elaboração de listas completas e prejudica a avaliação do estado de conservação das espécies e o planejamento de conservação (Silvano e Segalla, 2005; Dixo e Verdade, 2006; Pimm *et al.*, 2010). Para se definir prioridade de conservação é necessário conhecer quais espécies queremos conservar, quais os recursos que elas precisam e quais locais ocupam (Pimm *et al.* 2010). Contudo, estimativas da quantidade de espécies desconhecidas pela ciência são muito

próximas da quantidade de espécies atualmente consideradas ameaçadas de extinção (Pimm *et al.* 2010).

Entre os vertebrados, os anfíbios se destacam em números de espécies desconhecidas, sendo as estimativas entre 10 e 20% superior ao número de espécies conhecidas ameaçadas de extinção (Pimm *et al.* 2010). Neste sentido, também podemos observar que mesmo entre as espécies conhecidas no Brasil ainda temos as espécies classificadas como dados insuficientes (*Data Deficient* - DD). Atualmente, 20% das espécies de anfíbios conhecidas se enquadram nesta classificação (ICMBio, 2014). Estas espécies necessitam de mais estudos para que se possa chegar a uma conclusão segura sobre seu status de conservação, pois espécies DD não são protegidas por lei (Machado *et al.*, 2005). Prever a categoria de ameaça de extinção de espécies pouco conhecidas como as DD ou não avaliadas é um desafio-chave para o planejamento da conservação e o monitoramento global (Bland e Bohm, 2016).

A falta de informações biológicas sobre cada espécie avaliada durante a elaboração de listas de espécies ameaçadas de extinção dificulta a análise dos poucos dados disponíveis e interfere no estudo e na visualização dos padrões gerais (Pantanowitz e Marwala, 2009). Com isso, torna-se extremamente complicado definir os mecanismos subjacentes que causam o possível declínio populacional. O estabelecimento de prioridade para ações de conservação envolve a tomada de decisões políticas, que usualmente demanda uma base de informações científicas confiáveis. Portanto, as espécies DD são comumente negligenciadas nos mecanismos legais de proteção de espécies e na gestão da conservação (Machado *et al.*, 2005; Howard e Bickford, 2014). Em caso de ausência de dados a tomada de decisões depende de técnicas que determinam os valores dos dados ausentes (Pantanowitz e Marwala, 2009).

Nesse momento, os especialistas desempenham o papel crucial de integrar conhecimentos biológicos às ações de conservação (Burgman, 2005), uma vez que os sistemas ambientais são complexos, diversos e, muitas informações não estão disponíveis (Carpenter, 2002). Em muitos momentos, ações de conservação tem que ser tomadas antes que as lacunas de informações sejam resolvidas, o que torna o parecer de um especialista essencial. Contudo, o parecer do especialista está suscetível a uma série de influências cognitiva e motivacional, vinculada às suas crenças e experiências pessoais (Ludwig *et al.*, 2001; Campbell, 2002). O uso da categoria DD é o que envolve maior controvérsia na sua aplicação entre os especialistas dos diferentes grupos taxonômicos (Butchart e Bird, 2010; Siqueira *et al.*, 2013). Além disso, há uma lacuna entre a aplicação do conhecimento científico e, a implementação e planejamento de ações de conservação (Knight *et al.*, 2008).

Neste sentido, a busca por entendimento de processos coletivos como a avaliação das espécies é desafiadora, uma vez que as relações são complexas. O que evidencia a necessidade de uma abordagem social e ambiental mais dinâmica ao propor e avaliar a tomada de decisões em conservação (Monroe, 2003). Abordagens dessa natureza são promissoras por enfatizar a integração disciplinar do conhecimento, de forma a auxiliar na compreensão das interações entre os fenômenos e, assim, melhorar a previsão de cenários futuros e propor estratégias mais consistentes e duradoras (Monroe, 2003; Manfredo *et al.*, 2009). Dessa forma é que desenvolvemos essa tese, abordando aspectos biológicos e ambientais ao levantar o maior número de informações das espécies, para investiga-las, a fim de identificar as principais lacunas de informação e as ferramentas que possam explorar melhor os dados disponíveis e direcionar esforços de pesquisa e campo. Além disso, buscamos compreender o uso da categoria DD pelos especialistas no processo de avaliação, para propor medidas que auxiliem nos pontos-chaves do sistema de avaliação das espécies. Para isso, organizamos a tese em três capítulos:

Capítulo 01—Atitude de especialistas em anfíbios na avaliação do estado de conservação das espécies: o caso da categoria Dados Insuficientes (DD): A alta proporção de anuros brasileiros listados como DD, em comparação com outros grupos taxonômicos, foi relacionada às diferentes atitudes dos avaliadores com relação à incerteza de dados durante o processo de avaliação (Morais *et al.*, 2013). Por isso, avaliamos a influência de fatores cognitivos e motivacionais no processo de avaliação do risco de extinção das espécies a fim de avaliar se existe um viés cognitivo associado ao uso da categoria Dados Insuficientes (DD) pelos especialistas. Mais especificamente, testamos a hipótese de que a linha de atuação dos tomadores de decisão envolvidos no processo de categorização de anfíbios brasileiros influencia no número de espécies de anfíbios categorizadas como DD.

Capítulo 02—Modelagem adaptativa para incluir a capacidade de dispersão em Modelos de Distribuição de Espécies: Um dos grandes desafios da conservação da biodiversidade é identificar áreas potenciais à ocorrência de espécies raras ou com evidências de declínios populacionais, pois dados de distribuição de muitas dessas espécies são escassos. Assim, com o objetivo de estimar a distribuição dessas espécies desenvolvemos uma abordagem (framework) que considera a capacidade de dispersão das espécies para delimitar o espaço geográfico a ser modelado. Ainda, nós utilizamos essa abordagem para modelar a distribuição de duas espécies de anfíbios carentes em dados, comparando-o à modelos ajustados que não incorporam a capacidade de dispersão das espécies.

Capítulo 03 – Priorização de áreas para a obtenção de informações a serem usadas na reavaliação dos anfíbios na categoria Dados insuficientes (DD) da Mata Atlântica brasileira: as

espécies DD podem introduzir uma considerável incerteza nas estimativas de grau de ameaça da biodiversidade. Por isso, neste estudo identificamos quais aspectos biológicos e ecológicos das espécies de anfíbios da Mata Atlântica classificados como DD são atualmente desconhecidos e modelamos a distribuição geográfica para estimar a extensão de ocorrência de cada uma ao longo do bioma. A partir disso, priorizamos as áreas com maior potencial informativo para subsidiar estudos futuros e avaliações criteriosas sobre os riscos de extinção destas espécies.

Dessa forma, o objetivo central da tese foi organizar e disponibilizar as informações para melhorar a avaliação das espécies e, com isso, contribuir efetivamente no direcionamento das ações de conservação dos anfíbios brasileiros.

REFERENCIAS

- ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30:133–165.
- BLAND, L.M.; BOHM, M. 2016. Overcoming data deficiency in reptiles. *Biological Conservation*, 204 :16-22.
- BLAUSTEIN, A. R.; BANCROFT, B. A. 2007. Amphibian population declines: evolutionary considerations. *BioScience*, 57: 437–444.
- BURGMAN, M. A. 2005. Risks and decisions for conservation and environmental management. Cambridge University Press, Cambridge
- BUTCHART, S.H.M.; BIRD, J.P. 2010. Data Deficient birds on the IUCN Red List: what do not we know and why does it matter? *Biological Conservation*, 143: 239–247.
- CAMPBELL, L. M. 2002. Science and sustainable use: views of marine turtle conservation experts. *Ecology Applied*, 12:1229–1246
- CARPENTER, S. R. 2002. Ecological futures: building an ecology of the long now. *Ecology*, 83:2069–2083
- COLLINS, J. P. 2010. Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of Aquatic Organisms*, 92: 93–99.
- DIXO, M.; VERDADE, V. K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica*, 6:1–20.
- FOLEY, P. 1992. Small Population genetic variability at loci under stabilizing selection. *Evolution*, 46: 763–774.
- HADDAD, C. E. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. in R. M. C. Castro, editor. Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. Serie Vertebrados. Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, São Paulo (in Portuguese), 16-26p.
- HOWARD, S. D.; BICKFORD, D. P. 2014. Amphibians over the edge: silent extinction risk of Data Deficient species. *Diversity and Distributions*, 20:837–846.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes) – MMA. 2014. As Listas das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção vigentes (Portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014). site:<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html> (acesso em: 06/01/2018).
- KNIGHT, A. T.; COWLING, R. M.; ROUGET, M.; BALMFORD, A.; LOMBARD, A. T.; CAMPBELL, B. M. 2008. Knowing but not doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology*, 22:610–617.
- LUDWIG, D.; MANGEL, M.; HADDAD, B. 2001. Ecology, conservation, and public policy. *Annual Review Ecol System*, 32:481–517
- MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. 2005. Lista de Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: incluindo as listas de espécies Quase Ameaçadas e Deficiente em Dados. Belo Horizonte, 46 p.
- MANFREDO, M. J.; TEEL, T. L.; HENRY, K. L. 2009. Linking society and environment: A multilevel model of shifting wildlife value orientations in the western United States. *Social Science Quarterly*, 90(2): 407–427.
- McCALLUM, M. L. 2007. Amphibian Decline or Extinction? Current Declines Dwarf Background Extinction Rate. *Journal of Herpetology*, 41: 483–491.
- MONROE, M. C. 2003. Two avenues for encouraging conservation behaviors. *Human Ecology Review*, 10(2):113–125.

- MORAIS, A. R.; SIQUEIRA, M. N.; LEMES, P.; MACIEL, N. M.; DE MARCO, JR. P.; BRITO, D. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation*, 166:98–102.
- PANTANOWITZ, A.; MARWALA, T. 2009. Missing data imputation through the use of the Random Forest Algorithm. In *Advances in Computational Intelligence*, Springer Berlin Heidelberg, 53–62p.
- PIMM, S. L.; JENKINS, C. N.; JOPPA, L. N.; ROBERTS, D. L. E. RUSSELL, G. J. 2010. How Many Endangered Species Remain to Be Discovered in Brazil? *Natureza & Conservação* 8(1):71–77.
- PURVIS, A.; JONES, K. E.; MACE, G. M. 2000. Extinction, *BioEssay*, 22: 1123–1133.
- SCRIBNER, K. T.; MEFFE, G. K.; GROOM, M.J. 2006. Conservation genetics: the use and importance of genetic information. In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). *Principles of conservation biology*. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 11: 375–415.
- SEGALLA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; GRANT, T.; HADDAD, C. F. B.; LANGONE, J. A.; GARCIA, P. C. A. 2014. Brazilian Amphibians: List of Species. *Herpetologia Brasileira*, 3:37-48.
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*. Belo Horizonte: Smith & Green, 1:79–86.
- SIQUEIRA, C.C.; VRCIBRADIC, D.; ROCHA, C.F.D. 2013. Altitudinal records of data-deficient and threatened frog species from the Atlantic Rainforest of the Serra dos Órgãos mountains, in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73: 229–230.

2. ATITUDE DE ESPECIALISTAS EM ANFÍBIOS NA AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES: O CASO DA CATEGORIA DADOS INSUFICIENTES (DD)

Resumo

O uso da categoria Dados insuficientes (DD) é o que implica em maior controvérsia entre os especialistas responsáveis por avaliar o risco de extinção das espécies. Portanto, para verificar se existe vieses associados ao uso dessa categoria, investigamos fatores cognitivos e motivacionais dos especialistas de diferentes linhas de atuação profissional envolvidos no processo de avaliação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros. Especificamente, testamos a hipótese de que a linha de atuação dos tomadores de decisão no processo de categorização de anfíbios brasileiros influencia no número de espécies categorizadas como DD. Para isso, aplicamos entrevistas semiestruturadas com dez especialistas envolvidos no processo de avaliação que resultou na mais recente lista brasileira de espécies ameaçadas do ICMBio. Os resultados dessas entrevistas permitiram elaborar entrevistas estruturadas, com duas perguntas de identificação pessoal, três de opinião e um experimento de classificação de espécies, as quais foram aplicadas com 37 especialistas. Identificamos a linha atuação de cada especialista, calculamos o índice de consistência de cada categoria atribuída às espécies do experimento de classificação, descrevemos as opiniões de cada especialista relacionadas à categoria DD e, por fim, demonstramos a relação entre a probabilidade de classificar espécies nas diferentes categorias da IUCN e as linhas de atuação através de modelos lineares generalizados mistos (GLMM). Destacam-se dois problemas principais: (1) a falta de clareza na aplicação dos critérios para a utilização da categoria DD e (2) incoerências na classificação das espécies DDs. Especialistas em Ecologia tendem a considerar mais a categoria DD como categoria de ameaça, enquanto os especialistas em Políticas e Biologia da Conservação preferem o oposto. Na classificação experimental de espécies, a categoria mais consistente entre os especialistas foi LC e a menos consistente foi DD. A probabilidade de classificar uma espécie nas diferentes categorias depende fortemente de qual espécie está sendo avaliada e não somente da linha de atuação dos especialistas. A linha de atuação dos especialistas influencia principalmente o uso da categoria DD. A falta de clareza dos critérios da IUCN e a incoerência durante a classificação das espécies podem ser as possíveis explicações para isso. Para minimizar a incidência de possíveis erros no processo de classificação das espécies, sugerimos que a seleção de especialistas deve ser ponderada pela linha de atuação dos participantes. Isto pode contribuir para um julgamento mais preciso e confiável, com incertezas mais claras e melhor definidas, além de direcionar claramente as pesquisas com espécies na categoria DD.

Palavras-chave: Tomada de decisão, Status de conservação, Linha de atuação dos especialistas, Facilitação de processo em conservação

Abstract

Using Data Deficient (DD) category implies greater controversies among experts responsible for assessing species extinction risk. Therefore, to check if there is a cognitive bias associated with the use of this category we investigated cognitive and motivational factors of the experts of different professional lines involved in the process of assessing the amphibians' risk of extinction. Specifically, we tested the hypothesis that the line of action of decision-makers of the process of categorizing Brazilian amphibians influences the number of amphibians species categorized as DD. For this, we applied semistructured interviews with 10 experts involved in the evaluation process that resulted in the most recent Brazilian list of threatened species. The results of these interviews allowed the development of structured interviews, with two personal identification questions, three of opinion questions and an experiment of species classification, which were applied with 37 experts. We identified the line of action of each expert, and then calculated the index of consistency of each category assigned to species of the experimental classification. We described the views of each expert related to DD category, and finally, we demonstrated the relationship between the probability of classifying species in different categories of IUCN and the lines of action through generalized linear mixed models (GLMM). Two main problems arise: (1) lack of clarity in the

application of criteria for the use of DD category and (2) inconsistencies in the classification of DD species. Ecology experts tend to consider DD category more as a threat category, while the experts in Politics and Conservation Biology prefer the opposite. In the experimental species classification, the most consistent category among the experts was “Least concern” (LC) and the least consistent was DD. The probability of classifying a species in the different categories depends strongly on which species is being evaluated and not just by the line of action of experts, which mainly influences the use of DD category. Lack of clarity of the IUCN criteria and the inconsistency during the species classification may be the possible explanations for this. To minimize the incidence of possible errors in the process of species classification, we suggest that the line of action of experts selected should be considered. This could contribute to a more accurate and reliable judgment, with clearer and more well-defined uncertainties, besides directing research for species categorized as DD.

Keywords: Decision-making, Conservation status, Expert line of action, Facilitation of conservation process

2.1. Introdução

A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) é o protocolo mundialmente aceito para avaliar o risco de extinção das espécies (Butchart e Bird, 2010; IUCN, 2001; Mace *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2006). Com este protocolo é possível classificar as espécies em sete categorias, sendo a categoria DD (*Data Deficiente*) atribuída às espécies com informações insuficientes para inferir o risco de extinção (Vié *et al.*, 2008). Dentre todas estas categorias, o uso da categoria DD é o que implica em maior controvérsia entre os especialistas dos diferentes grupos taxonômicos (Butchart e Bird, 2010; Siqueira *et al.*, 2013).

Os especialistas desempenham um papel fundamental para a conservação da biodiversidade, porque em muitos casos as ações de conservação precisam ser realizadas antes que as incertezas sejam resolvidas e os dados necessários sejam obtidos (Burgman, 2005). O conhecimento especializado é um componente necessário na análise de qualquer decisão que envolva problemas complexos (Keeney e von Winterfeldt, 1991). Porém, o julgamento do especialista recebe influência de seus valores e conflitos de interesse (Krinitzsky, 1993; Shrader-Frechette, 1996; O'Brien, 2000) e são sensíveis a uma série de idiossincrasias psicológicas e vieses subjetivos, incluindo excesso ou ausência de confiança, viés de disponibilidade e de dominância (Fischhoff *et al.*, 1982; Kahneman e Tversky, 1984; Slovic, 2000).

Em situações de incerteza, o julgamento por parte dos especialistas pode causar conflitos (Wintle *et al.*, 2013). Um exemplo disso foi o conflito ocorrido no início dos anos 2000, quando a fauna brasileira foi avaliada pelo governo Brasileiro (Machado *et al.*, 2005) e, concomitantemente, pelo Global Amphibian Assessment (GAA; Stuart *et al.*, 2004; Pimenta *et al.*, 2005). Stuart *et al.* (2008) sugeriram que a maior discordância entre as diferentes avaliações se deu no uso excessivo da categoria DD pelos especialistas brasileiros. Morais *et al.* (2013) sugerem que

a alta proporção de anuros brasileiros listados como DD em comparação com outros grupos taxonômicos pode estar relacionada às diferentes atitudes dos especialistas com relação à incerteza de dados durante o processo de avaliação.

O conceito de atitude, definido aqui como uma opinião favorável ou desfavorável em relação a uma entidade (objeto, pessoa, ação), tem sido usado para se compreender as respostas comportamentais das pessoas (McClerry *et al.*, 2006). Contudo, modelos para explicar e prever comportamentos humanos devem levar em conta outros fatores cognitivos assim como motivacionais (McCleery *et al.*, 2006). Dessa forma, emerge mais um desafio para os tomadores de decisões, o de ponderar a influência idiossincrática nos processos de tomada de decisões, referente a uma série de influências cognitivas e motivacionais vinculadas às crenças e experiências pessoais (Ludwig *et al.*, 2001 ; Campbell, 2002).

Neste estudo avaliamos a influência de fatores cognitivos e motivacionais no processo de avaliação do risco de extinção das espécies a fim de avaliar se existe um viés cognitivo associado ao uso da categoria Dados Insuficientes (DD) pelos especialistas. Mais especificamente, testamos a hipótese de que a linha de atuação dos tomadores de decisão envolvidos no processo de categorização de anfíbios brasileiros influencia no número de espécies de anfíbios categorizadas como DD.

2.2. Métodos

2.2.1. Levantamento de dados

Aplicamos entrevista semiestruturada para o levantamento dos aspectos afetivos e valorativos dos entrevistados, que auxilia na compreensão do significado pessoal das atitudes de cada entrevistado e favorece a emergência de contextos sociais e pessoais de crenças e sentimentos (Sellitz, 1987). Assim, o especialista teve a possibilidade de discorrer sobre o tema proposto (Anexo A). Fizemos duas entrevistas piloto com pesquisadores que participaram do processo de avaliação de espécies de outros grupos taxonômicos, para testar o questionário.

Entrevistamos oito pesquisadores envolvidos no processo de elaboração da lista brasileira de anfíbios ameaçados de extinção. As entrevistas aconteceram durante o 7º Congresso Brasileiro de Herpetologia em Gramado, RS, no período de 7 a 11 de setembro de 2015, sendo os especialistas abordados através de indicação de grupos de referência. Além dessas, realizamos mais duas entrevistas por skype, uma no dia 13 de abril de 2016, e outra no dia 26 de abril de 2016.

A partir dessas entrevistas realizamos uma avaliação descritiva do uso da categoria DD, com o objetivo de extrair questões para estruturar um questionário quantitativo. Para tal, elaboramos um questionário estruturado com perguntas previamente formuladas que possibilita a comparação das respostas, utilizando uma escala do tipo Likert. Na elaboração das perguntas prezamos para que as diferenças reflitam diferenças entre os respondentes e não diferenças na interpretação da pergunta (Lakatos e Marconi, 1996).

O questionário é composto por duas perguntas de identificação pessoal, três perguntas de opinião e um experimento de classificação de espécies. No experimento nós descrevemos as informações de cinco espécies que estavam disponíveis nas fichas utilizadas nas oficinas de avaliação de espécies do ICMBio, omitimos os nomes das espécies e solicitamos aos respondentes que as classificassem utilizando as categorias da IUCN. A escolha das espécies foi baseada na lista de 2014, da qual foram selecionadas espécies ameaçadas e não ameaçadas, como: A) *Brachycephalus nodoterga* (DD – dados insuficientes); B) *Allobates brunneus* (CR – criticamente ameaçadas); C) *Hylodes otavioi* (DDDD – dados insuficientes); D) *Melanophryniscus dorsalis* (VU – vulnerável); e E) *Ischnocnema nigriventris* (LC – não ameaçada) (Anexo B).

Nós convidamos 37 especialistas envolvidos no processo de avaliação dos anfíbios brasileiros, finalizado em 2014, para responder o questionário. Os especialistas foram convidados por e-mail e o questionário foi disponibilizado pela plataforma Google Forms, ou pessoalmente com a entrega do questionário em mãos.

O projeto foi avaliado pelo comitê de ética do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo e a licença para as entrevistas foi concedida em outubro de 2015 (CAAE 49352815.5.0000.5464) (Anexo C). Para a licença foi desenvolvido um termo de consentimento livre e esclarecido, que informa ao entrevistado os objetivos do projeto e como os dados serão tratados (Anexo D). Todos os participantes assinam esse termo autorizando o uso das informações.

2.2.2. Análise dos dados

2.2.2.1. Entrevista semiestruturada

As entrevistas foram transcritas e cada resposta foi codificada de acordo com as palavras-chave que foram aparecendo ao longo das entrevistas. Cada palavra recebeu um código e, ao longo dos discursos de cada resposta, a palavra ou conjunto de palavras, quando citada, recebeu o mesmo número (ex. unidades de conservação integral – código 3; distribuição da

espécie – código 5). Para as análises descritivas e exploratórias, em busca de padrões e agrupamentos, os códigos foram quantificados.

2.2.2.2. Questionário

Para definir a linha de atuação dos especialistas, utilizamos a própria resposta do entrevistado, e posteriormente, realizamos uma avaliação do currículo disponível na plataforma Lattes do CNPq. Assim, a linha de atuação de cada respondente foi classificada da seguinte maneira: “Políticas de conservação” para quem trabalhava na coordenação e/ou órgão gestor da biodiversidade; “Taxonomia e Sistemática”, quando desenvolvia pesquisa científica e possuía mais de 50% dos trabalhos publicados na área de taxonomia e sistemática de anfíbios; “Ecologia”, para aqueles com mais de 50% dos trabalhos publicados na área de ecologia de comunidades e populações, “Zoologia”, quando possuía mais de 50% dos trabalhos publicados na área de descrição de vocalização, de aspectos reprodutivos, biológicos e comportamentais, e “Biologia da Conservação” quando tinham mais de 50% dos trabalhos publicadas na área de avaliação de impacto e propostas de conservação.

Realizamos uma descrição dos dados com o objetivo de identificar tendências ou efeitos para serem testados por métodos estatísticos adequados. Calculamos um índice de consistência para todas as categorias empregadas no experimento de classificação e assim identificar qual categoria obteve maior consenso. Para cada espécie, o número de respondentes que atribuiu a mesma categoria da lista oficial foi dividido pelo número total de respondentes e multiplicado por 100 para transformar em porcentagem.

Nós verificamos a relação entre a opinião dos respondentes quanto a tratar as espécies listadas na categoria DD como espécies ameaçadas, a percepção da quantidade de espécies na categoria DD e o uso das diferentes categorias, com a análise de correlação de Pearson (Becker *et al.*, 1988). Para isso, as opiniões sobre o tratamento e quantidade das espécies na categoria DD foram codificadas em escalas de 1 a 5, enquanto o uso das categorias foi determinado como a frequência total de uso de cada categoria na classificação experimental do questionário.

Os dados do experimento de classificação das espécies também foram analisados através de modelos lineares generalizados mistos (GLMM) (Pinheiro *et al.*, 2000). A classificação em cada categoria de ameaça foi considerada variável resposta, com distribuição binomial, sendo a linha de atuação o efeito fixo e as espécies os efeitos aleatórios. Para o diagnóstico dos modelos foram utilizados os valores de AIC (Akaike, 1974) e a significância da linha de atuação através do teste de razão de verossimilhança “*Likelihood ratio test*” (Bates *et al.*, 2015). Todos os procedimentos e

análises foram realizados em ambiente computacional R (R Development Core Team, 2012) e para os modelos utilizamos o pacote “lme4” (Bates *et al.*, 2015).

2.3. Resultados

Oito especialistas envolvidos no processo de avaliação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros e os dois coordenadores do processo de avaliação foram entrevistados utilizando o roteiro semiestruturado (Anexo A), o que resultou em dez pessoas entrevistadas, totalizando 04h56m de entrevistas gravadas. Os dez entrevistados participaram ativamente nas oficinas de elaboração da lista de anfíbios ameaçados de extinção, dos quais cinco participaram de todas as oficinas, dois de quatro e três de três oficinas.

Os especialistas entrevistados desenvolviam pesquisas em quatro áreas do conhecimento relacionadas aos anfíbios: biologia, ecologia, taxonomia e conservação. Embora as linhas de atuação citadas tenham sido bem definidas, houve entrevistados enquadrados em mais de uma área. Cinco disseram fazer pesquisa na área de biologia e ecologia de anfíbios, seis na área de taxonomia e dois na área de conservação. A maior parte tinha entre 9 e 20 anos de experiência profissional, apenas três tinham experiência entre 24 e 36 anos e 2 contabilizavam mais de 40 anos de estudos com anfíbios brasileiros. Os entrevistados com mais tempo de estudos desenvolviam ou já haviam desenvolvido pesquisas em nível internacional, principalmente na América do Sul. Os estudos dos demais entrevistados abrangiam os níveis regional ou estadual, sendo que a maioria atuava no bioma Mata Atlântica.

Para os entrevistados, a melhor estratégia de conservação dos anfíbios brasileiros consiste em unidades de conservação (UCs) em geral e áreas de preservação permanente (UCs de uso restrito). Essas duas opções foram citadas de forma quase equitativa. Os entrevistados disseram que a principal contribuição das suas pesquisas para a conservação dos anfíbios brasileiros era o conhecimento taxonômico das espécies, seguido da ecologia.

Para a maioria dos entrevistados as espécies DD são aquelas para as quais não se tem informação sobre distribuição geográfica e que apresentam problemas taxonômicos. Apenas dois dos entrevistados destacaram a ausência de informações a respeito do estado de conservação dos habitats ocupados por essas espécies.

Ao questioná-los sobre suas opiniões quanto aos critérios para uma espécie deixar de ser DD, a resposta mais frequente foi ter mais informações disponíveis a respeito da espécie, sem especificar qual tipo de informação. E quando questionados de forma mais direcionada, a indicação de soluções dos problemas taxonômicos e o aumento de dados de distribuição geográfica foram considerados informações-chave. Na opinião da maioria, as espécies listadas

como DD devem ser tratadas como espécies não ameaçadas e com prioridade para serem melhor estudadas.

Os entrevistados foram questionados quanto à clareza dos critérios utilizados para classificar uma espécie na categoria DD. A maior parte dos entrevistados alegou que os critérios para a utilização dessa categoria não são claros. Alguns relataram que quando classificaram uma espécie nesta categoria, ficaram com a sensação de que se tratava de uma espécie em situação de ameaça de extinção, e que existe um conflito entre as categorias de ameaça e a categoria DD. Apenas dois entrevistados disseram ter os critérios de uso da categoria DD bem definidos. Em seguida são expostas respostas que exemplificam estes resultados.

“Não são claros, eu tenho a sensação de que as DDs estão muito mais para cair em uma situação de ameaça, porque são espécies de distribuição restrita por falta de amostragem, o que conduz a classificação da espécie como DD.”

“Quando uma espécie atende apenas um critério ela vai para DD? Ou quando não há informações suficientes?”

Embora tenham apresentado conflitos de opinião a respeito do uso da categoria DD, nove dos entrevistados concordaram com a lista atual, e três manifestaram que existem incoerências na classificação dessas espécies. Seguem dois exemplos:

“...um documento construído em conjunto, todo mundo tinha a possibilidade de conversar e discutir, e a gente chegou em uma parcimônia, afinal em um consenso.”

“Tem espécies que estão em categorias de ameaça idênticas às espécies que estão em DD, o que muda é o grupo de pesquisa que conhece e estuda a espécie.”

Com as entrevistas pudemos identificar dois problemas: (1) a falta de clareza na aplicação dos critérios para a utilização da categoria DD e (2) incoerências na classificação das espécies DDs.

Com a aplicação do questionário tivemos o retorno de 29 pessoas, três não quiseram responder e cinco pessoas não retornaram nosso contato. As linhas de atuação dos respondentes foram classificadas e identificamos cinco linhas de atuação: Zoologia com 12 respondentes,

Taxonomia e Sistemática com 7, Ecologia com 5, Biologia da Conservação com 3 e Políticas de Conservação com 2 respondentes.

As opiniões dos respondentes a respeito do tratamento e da percepção da quantidade das espécies listadas na categoria DD, de maneira geral, apresentaram um consenso. Contudo, quando as respostas foram subdivididas de acordo com a área de estudos dos respondentes, identificamos que a linha de atuação Ecologia tendia a considerar mais a categoria DD como categoria de ameaça, e para as linhas de atuação Políticas e Biologia da Conservação, o oposto aconteceu. Para a quantidade de espécies na categoria DD, os especialistas das linhas de atuação em Zoologia e Biologia da Conservação percebem que há poucas espécies nessa categoria, e das linhas de atuação Políticas de Conservação e Taxonomia e Sistemática, percebem o oposto, que há muitas espécies na categoria DD. Para os respondentes, o principal critério para classificar uma espécie como ameaçada é ter distribuição restrita, seguido de apresentar tendências de diminuição na distribuição ou população (Figura 1).

Figura 1. Opiniões do grupo sobre qual aspecto das espécies as tornam ameaçadas.

A análise de correlação entre o tratamento e a percepção de quantidade de espécies listadas na categoria DD, e o número de vezes que cada respondente utilizou cada uma das seis categorias, não revelou fortes correlações com a frequência de uso da categoria. Entretanto, obtivemos uma relação positiva entre o uso da categoria LC e o tratamento de ameaça para a categoria DD ($r^2 = 0,57$), e uma relação negativa com o uso das categorias de ameaça e DD. Assim, o especialista que entende a categoria DD como uma categoria de ameaça tende a classificar mais espécies como LC e usar menos as categorias de DD. A relação da percepção de quantidade de espécies na categoria DD com o uso desta categoria foi positiva ($r^2 = 64$) e negativa com a categoria LC ($r^2 = -61$), o que indica que quanto mais o especialista percebe que

tem menos espécies na categoria DD do que deveria, mais classifica as espécies como DD e menos usa a categoria LC.

Para cada espécie contabilizamos a porcentagem de cada categoria atribuída à espécie. Assim, nós também pudemos calcular a consistência do uso de cada uma das categorias, segundo a lista de 2014. A categoria mais consistente foi a categoria LC (IC = 93,10) e a menos foi a categoria DD (IC = 32,7) (Figura 2). Contudo, não foram apenas essas quatro categorias utilizadas pelos respondentes, mas cinco das oito categorias definidas pela IUCN. A categoria mais utilizada foi a LC (60 vezes) e a menos utilizada foi a categoria EN (7 vezes). Os respondentes da área de atuação em Biologia da Conservação não utilizaram a categoria NT, e os respondentes da área atuação em Políticas de Conservação não utilizaram as categorias VU e DD (Tabela 1).

Figura 2. Índice de consistência para as categorias utilizadas.

Tabela 1. Frequência de uso de cada categoria por linha de atuação. BC= Biologia da Conservação, ECO= Ecologia, PC= Políticas para Conservação, TS= Taxonomiae Sistemática, ZOO=Zoologia.

	NT	CR	LC	VU	EN	DD	Total
BC	0	2	6	2	1	4	15
ECO	4	4	9	5	2	1	25
PC	1	1	7	0	1	0	10
TS	3	5	14	8	1	4	35
ZOO	2	10	24	6	2	16	60
Total	10	22	60	21	7	25	145

Com o ajuste dos GLMM identificamos que a probabilidade de classificar uma espécie nas diferentes categorias depende fortemente de qual espécie esta sendo avaliada e não somente da linha de atuação dos especialistas. Apenas o modelo ajustado para a categoria DD é que apresentou um efeito significativo da linha de atuação ($\Delta AIC = 6,27$). Para as outras categorias o

efeito da linha de atuação não foi significativo, bem como o modelo nulo ajustou melhor os dados (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados dos testes de razão de verossimilhança, modelos ajustados para cada categoria da IUCN utilizada pelos especialistas, com os valores de AIC, gl: graus de liberdade, e p : valor de significância do teste de χ^2 .

Categoria	Modelo ajustado	AIC	gl	p
LC	nulo	148,33	2	0,1839
	completo	150,12	6	
DD	nulo	130,46	2	0,00648 ***
	completo	124,19	6	
NT	nulo	74	2	0,1528
	completo	74,8	6	
VU	nulo	118,51	2	0,1348
	completo	119,49	6	
EN	nulo	60,08	2	0,7942
	completo	66,4	6	
CR	nulo	59,16	2	0,9068
	completo	66,14	6	

Verificamos que 72% da probabilidade de classificar uma espécie como DD varia de acordo com a própria espécie em análise. Por isso, calculamos para cada espécie as chances dos especialistas de cada linha de atuação utilizarem a categoria DD. As linhas de atuação Biologia da Conservação e Zoologia tem maior probabilidade de utilizar a categoria DD, seguido da linha de atuação Taxonomia (Figura 3). As linhas de atuação Ecologia e Políticas de Conservação utilizam menos ou não utilizam a categoria DD.

Figura 3. Estimativa do uso da categoria DD por cada linha de atuação: Biologia da Conservação (BC); Ecologia (Eco); Política de Conservação (PC); Taxonomia e Sistemática (TS); Zoologia (Zoo); e para cada espécie utilizada no experimento: A) *Brachycephalus nodoterga* (DD); B) *Allobates brunneus* (CR); C) *Hylodes otavioi* (DD); D) *Melanophryniscus dorsalis* (VU); e E) *Ischnocnema nigriventris* (LC).

2.4. Discussão

Nosso estudo revelou que a linha de atuação dos especialistas influencia no uso da categoria DD. Dois fatores principais por trás disso são a falta de clareza dos critérios da IUCN para o uso da categoria e a incoerência por parte dos especialistas na classificação das espécies, que podem estar inserindo imprecisões no uso da categoria DD. A inconsistência da classificação das espécies em categorias de ameaça ou na categoria DD prejudica o processo de planejamento para a conservação e pesquisa, uma vez que gera a perda da confiabilidade, de apoio governamental e de financiamento para a pesquisa e ações de conservação.

O uso das categorias da IUCN depende mais da espécie que está sendo avaliada do que da linha de atuação do especialista que está julgando o estado de ameaça da espécie. Contudo, quando consideramos os efeitos da espécie, a categoria DD foi a única que teve influência significativa da linha de atuação. Os especialistas que atuam nas áreas de Biologia da Conservação e Zoologia utilizaram mais a categoria DD, já Políticas de Conservação e Ecologia utilizaram menos. Ao observarmos o uso das outras categorias (Tabela1), identificamos que os especialistas que atuam na área de Ecologia foram os que mais utilizaram as categorias de ameaça em comparação com as outras linhas de atuação, e os especialistas da área de Políticas de

Conservação não utilizaram a categoria DD, e foram os que mais utilizaram a categoria LC do quê os especialistas das outras linhas de atuação. Assim, entendemos a relevância do conhecimento sobre as espécies, e que apenas o domínio dos critérios não garante um bom julgamento. Uma vez que, o próprio método de classificação da IUCN pode resultar em subestimação do risco de ameaça, principalmente, em situações com poucos dados para o julgamento (Keith *et al.*, 2000).

Aqui, podemos perceber que a falta de clareza dos critérios pode estar favorecendo à diferentes atitudes, como identificado na análise de correlação e nas estimativas de uso da categoria DD, essas análises mostraram que de acordo com a percepção dos especialistas em relação a esta categoria o uso da categoria DD aumenta ou diminui. Isto acontece, porque atitude e comportamento recebem influências cognitivas e motivacionais vinculadas às crenças e experiências pessoais (Ludwig *et al.*, 2001 ; Campbell, 2002). No entanto, quando essas influências não são ponderadas corretamente, principalmente em processos de tomada de decisão coletiva, promovem o aparecimento de conflitos (Wintle *et al.*, 2013), como a incoerência por parte dos especialistas identificada nos discursos dos entrevistados.

Para garantir que os critérios sejam cumpridos e que as crenças pessoais ou conflitos de interesses não influenciem na tomada de decisão, o facilitador desempenha um papel fundamental na organização e condução de um processo de tomada de decisão coletiva (McBride e Burgman, 2012; McBride *et al.*, 2012), como a avaliação das espécies de anfíbios brasileiros. Assim, o feedback do facilitador e dos especialistas é fundamental na calibração da classificação das espécies. Este mecanismo tem a função de controle, para que os especialistas não forneçam estimativas exageradas e reflitam adequadamente a incerteza, cuidando para que os resultados do processo não convertam para uma posição majoritária (Rowe e Wright, 1999; Rowe e McColl, 2005; Bolger *et al.*, 2011; Wintle *et al.* 2013). Uma avaliação da eficácia da aplicação dos critérios da IUCN feita por Keith *et al.* (2004) identificou que a média das classificações dos especialistas resultou em uma proporção maior de avaliações corretas do que qualquer avaliador individual.

Assim, identificamos a necessidade de definir critérios para a condução do processo de avaliação, que ponderem de forma igualitária as diferentes opiniões, reduzindo ao máximo os vieses subjetivos. Para isso, já existem protocolos que empregam procedimentos formais e sistemáticos que auxiliam na determinação de limites de incerteza. Esses protocolos produzem estimativas mais confiáveis e mais bem calibradas do que processos sem procedimentos pré-definidos (por exemplo, Keeney e Von Winterfeldt, 1991; O'Hagan, 2006). Todavia, uma construção e definição coletiva dos procedimentos e das incertezas, com o envolvimento de

todos os participantes do processo de avaliação do risco de extinção dos anfíbios brasileiros, resultariam em procedimentos específicos, consistentes e claros para todos os envolvidos.

O reconhecimento de incertezas-chave em sistemas complexos auxilia os tomadores de decisões a adaptar suas decisões atuais às expectativas das tendências futuras (Kuikka, 1998). Isso pode ser usado para direcionar os esforços de pesquisa relevantes para melhorar o julgamento. As incertezas-chave identificadas em nosso estudo foram relacionadas à distribuição geográfica e aos problemas taxonômicos. Contudo, a degradação e a perda de habitat são consideradas as principais ameaças da biodiversidade global, e previsões indicam as mudanças climáticas como o maior fator de ameaça futura (Monastersky, 2014). Portanto, devemos questionar se as incertezas-chave estão enviesadas por fatores cognitivos. Apenas dois dos entrevistados destacaram a ausência de informações a respeito do estado de conservação dos habitats ocupados pelas espécies. Aqui podemos identificar a possível existência de erros sistemáticos, que surgem devido à retórica de uma única base teórica, ocasionando no surgimento de preconceitos, que existem porque opiniões são influenciadas por nossas teorias (Chalmers, 2002).

A única maneira de lidar com erros sistemáticos é reconhecer um viés no procedimento e removê-lo (Reckers *et al.*, 1994). A comparação de estimativas com a teoria científica e estudos independentes, e cuidadosa atenção aos detalhes podem ser as únicas ferramentas que temos para identificar e corrigir a incidência de erros sistemáticos (Regan *et al.* 2002). Assim, sugerimos como uma estratégia para minimizar a incidência desses possíveis erros no processo de classificação das espécies, a definição de critérios para selecionar especialistas que faram parte do processo de classificação, que deve ser ponderado pela linha de atuação dos participantes. A maior diversidade de linhas de atuação dos especialistas participantes garante diferentes embasamentos teóricos, o que pode contribuir com a redução do viés teórico no uso das categorias. Porém, a redução de erros e viés cognitivo somente será efetiva com uma facilitação imparcial e eficiente.

Dessa forma, ressaltamos a necessidade de definir e avaliar constantemente os procedimentos para selecionar os participantes e conduzir os processos de avaliação de espécies. O que garante uma melhora na qualidade do conhecimento disponível para decisões futuras, e na interlocução entre os especialistas (McBride e Burgman, 2012). Isto resultará em um julgamento mais preciso e confiável, com incertezas mais claras e bem definidas, além de direcionar claramente as pesquisas com espécies na categoria DD.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, Boston, 19(6):716–723.
- BATES D, MAECHLER M, BOLKER B, WALKER S. 2015. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. (R package version 1.1-6). Available at <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- BOLGER, F.; G. WRIGHT. 2011. Improving the Delphi process: lessons from social psychological research. *Technological Forecasting and Social Change* 78:1500–1513.
- BURGMAN, M.A. 2005. Risks and decisions for conservation and environmental management. Cambridge University Press, Cambridge
- BUTCHART, S.H.M.; BIRD, J.P. 2010. Data Deficient birds on the IUCN Red List: what do not we know and why does it matter? *Biological Conservation* 143: 239–247.
- CAMPBELL, L.M. 2002. Science and sustainable use: views of marine turtle conservation experts. *Ecological Applications* 12:1229–1246
- CHALMERS, I.U.K.; HEDGES, L. V.; COOPER, H. 2002. A brief history of research synthesis. *Evaluation & the health professions*, 25 (1): 12–37.
- FISCHHOFF, B.; SLOVIC, P.; LICHTENSTEIN, S. 1982. Lay foibles and expert fables in judgements about risk. *American Statistician* 36: 240-255.
- IUCN. 2001 IUCN Red List Categories and Criteria, 3.1: 30. Gland, Switzerland: IUCN.
- KAHNEMAN, D. AND TVERSKY, A. 1984. Choices, values, and frames. *American Psychologist* 39: 342-347.
- KEENEY, R.L.; VON WINTERFELDT, D. 1991. Eliciting probabilities from experts in complex technical problems. *IEEE Trans Engng Manage*; 38(3):191–201.
- KEITH, D.A.; AULD, T.D.; OOI, M.K.J.; MACKENZIE, B.D.E. 2000. Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. *Biological Conservation*, 94:311–319.
- KEITH, D. A. AND BURGMAN, M. A. 2004. The Lazarus effect: can the dynamics of extinct species lists tell us anything about the status of biodiversity? *Biological Conservation* 117: 41-48.
- KRINITZSKY, E. L. 1993. Earthquake probability in engineering – Part 1: The use and misuse of expert opinion. *Engineering Geology* 33: 257-288.
- KUIKKA, S.; VARIS, O. 1998. Uncertainties of climatic change impacts in Finnish watersheds: a Bayesian network analysis of experts knowledge. *Finland, Journal Boreal Env. Research*, 2(1): 109–128.
- LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. A. 1996. Técnicas de pesquisa. 3ª edição. São Paulo: Editora Atlas, 234p.
- LUDWIG, D.; MANGEL, M.; HADDAD, B. 2001. Ecology, conservation, and public policy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:481–517
- O'HAGAN, A.; BUCK, C. E.; DANESHKHAH, A.; EISER, J. R.; GARTHWAITE, P. H.; JENKINSON, D. J.J.; OAKLEY, E.; RAKOW, T. 2006. Uncertain judgements: eliciting experts' probabilities. Wiley, Chichester, United Kingdom.
- MACE, G.; COLLAR, N.; GASTON, K.; HILTON-TAYLOR, C.; AKCAKAYA, H.; LEADER-WILLIAMS, N.; MILNER-GULLAND, E.; STUART, S. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22: 1424–1442.

- MACHADO, A.B.M; MARTINS, C.S.; DRUMMOND, G.M. (ed.). 2005. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Incluindo as Espécies Quase Ameaçadas e Deficientes em Dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 160p.
- McBRIDE, M. F.; FIDLER, F.; BURGMAN, M. A. 2012. Evaluating the accuracy and calibration of expert predictions under uncertainty: predicting the outcomes of ecological research. *Diversity and Distributions* 18:782–794
- McCLEERY, R. A.; DITTON, R. B.; SELL, J.; LOPEZ, R. R. 2006. Understanding and Improving Attitudinal Research in Wildlife Sciences. *Wildlife Society Bulletin*, 34(2).
- MONASTERSKY, R. 2014. Biodiversity: Life--a status report. *Nature*, 516(7530): 158-161.
- MORAIS, A. R.; SIQUEIRA, M.N.; LEMES, P.; MACIEL, N. M.; DE MARCO, JR. P.; BRITO, D. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation*, 166:98–102.
- PIMENTA, B. V. S.; HADDAD, C. F. B.; NASCIMENTO, L. B.; CRUZ, C. A. G.; POMBAL Jr., J. P. 2005. Comment on "status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide". *Science* 309(5743).
- PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-Plus*. New York: Springer-Verlag, 528p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R version 2.15.0: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 13.03.2014.
- REGAN, H. M.; COLYVAN, M.;BURGMAN, M. A. 2002. A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. *Ecological Applications*, 12(2): 618.
- RECKERS, P. M. J.; SANDERS, D. L.; ROARK, S. J. 1994. The influence of ethical attitudes on taxpayer compliance. *National Tax Association*, 47(4):825–836.
- RODRIGUES, A.S.L.; PILGRIM, J.D.; LAMOREUX, J.F.; HOFFMANN, M.; BROOKS, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for Conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21:71–76.
- ROWE, G.; WRIGHT, G. 1999. The Delphi technique as a forecasting tool: issues and analysis, *International Journal of Forecasting*, 15:353 – 375.
- ROWE, G.; WRIGHT, G.; MCCOLL, A. 2005. Judgment change during Delphi-like procedures: The role of majority influence, expertise, and confidence. *Technological Forecasting and Social Change*, 72(4):377–399.
- SELLTIZ, C. 1987. *Métodos de pesquisa nas relações sociais*. Tradução de Maria Martha Hubner de Oliveira. 2ª edição. São Paulo: EPU, 344p.
- SHRADER-FRECHETTE, K. 1996. Methodological Rules for Four Classes of Uncertainty. In: J. Lemons (ed.), *Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving*, Blackwell Science, Cambridge, 12–39p.
- SIQUEIRA, C.C.; VRCIBRADIC, D.; ROCHA, C.F.D. 2013. Altitudinal records of data-deficient and threatened frog species from the Atlantic Rainforest of the Serra dos Órgãos mountains, in southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biological*, 73: 229–230.
- SLOVIC, P.; MONAHAN, J.; MACGREGOR, D. G. 2000. Violence risk assessment and risk communication: the effects of using actual cases, providing instruction, and employing probability versus frequency formats. *Law and Human Behavior*, 24: 271-296.
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N.A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L.; R. W. WALLER. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783–1786.
- VIÉ, J. C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. (eds.) 2009. *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN. 180 pp.

WINTLE, B. C.; FIDLER, F.; VESK, P. A.; MOORE, J. L. 2013. Improving visual estimation through active feedback. *Methods Ecology Evolution* 4:53–62.

3. MODELAGEM ADAPTATIVA PARA INCLUIR A CAPACIDADE DE DISPERSÃO EM MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Resumo

A capacidade de dispersão de uma espécie influencia na sua distribuição, mas ainda é um desafio compreender e inserir tal capacidade nos modelos de distribuição de espécies (MDE). Para isso, desenvolvemos um *framework* que considera a capacidade de dispersão das espécies para delimitar o espaço geográfico a ser modelado. O primeiro passo, para utilizar o *framework* é definir a camada geo-especializada que representa a barreira de dispersão da espécie de interesse, a escolha deve ser baseada na ecologia, morfologia e fisiologia da espécie. Cada unidade (polígono) da camada geo-especializada é considerada uma unidade mínima de dispersão. Assim, o *framework* é um conjunto de critérios para adicionar as unidades mínimas de dispersão, e assim, limitar o espaço geográfico de maneira gradativa de acordo com a adequabilidade prevista pelo modelo. Aplicamos este *framework* para modelar duas espécies de anfíbios *Brachycephalus alipioi* (11 registros de) e *Brachycephalus nodoterga* (8 registros). Para comparar e avaliar o desempenho do *framework* utilizamos dois métodos para definir o espaço geográfico das espécies: da maneira convencional e seguindo o *framework* proposto. Utilizamos as sub-bacias brasileiras como camada geo-especializada, e cada sub-bacia foi considerada uma unidade mínima de dispersão. Utilizamos 19 variáveis bioclimáticas do WorldClim e a porcentagem de cobertura arbórea, todas com resolução espacial de 1 km². Modelos de consenso foram gerados pela média ponderada do conjunto de algoritmos Bioclim, Domain, Maxent, RandomForest e SVM. A área de distribuição de *B. alipioi* estimada pelo espaço geográfico “Extensão” foi de 7.904,49 km², enquanto a estimada pelo ajuste do *framework* adaptativo foi de 7.278 km². Para *B. nodoterga*, a área de distribuição estimada pela “Extensão” foi de 17.961,45km², enquanto a o *framework* foi de 10.726 km². O aumento gradativo do espaço geográfico resultou no incremento dos valores de AUC e TSS, a medida que novas unidades mínimas de dispersão (sub-bacias) foram adicionadas ao espaço geográfico, o que resultou em maiores valores de desempenho comparativamente aos modelos ajustados pela extensão. O nosso *framework* utilizou mecanismos de modelagem adaptativa para inserir na calibração do modelo a capacidade de dispersão da espécie de interesse, resultando em um aumento significativo do desempenho dos modelos, a redução da sobre previsão, o aumento do poder preditivo para estimar a adequabilidade e redução de possíveis erros de omissão. Concluímos que o *framework* aqui proposto tem o potencial de inovar o processo de modelagem a partir da inclusão de um dos aspectos mais difíceis de ser mensurar, a capacidade de dispersão da espécie.

Palavras-chave: *Framework*, Escassez de dados, Modelo de consenso, Adequabilidade de habitat

Abstract

Species dispersion capacity influences its distribution, but it's still a challenge to understand and insert such capacity in species distribution models (MOU). For this, we developed a framework which considers species dispersion capacity to delimit the geographical space being modeled. The first step, to use the framework is to define the geospatial layer that represents a dispersion barrier of the target species. Such definition must be based on the ecology, morphology and physiology of the species. Each unit (polygon) of the geospatial layer is considered a minimum unit of dispersion. Thus, the framework is a set of criteria to add the minimum units of dispersion, and thus, limiting geographical space gradually, according to the suitability of the model. We applied this *framework* to model two amphibian species *Brachycephalus alipioi* (11 records) and *Brachycephalus nodoterga* (8 records). To compare and evaluate the performance of the framework we used two methods to define the geographical space of each species, conventionally and following the proposed framework. We used Brazilian sub-basins as geospatial layers, and each sub-basin was considered a minimum unit of dispersion. We used 19 WorldClim bioclimatic variables and the percentage of tree cover, all with spatial resolution of 1 km². Consensus models were generated by the weighted average of the set of algorithms Bioclim, Domain, Maxent, SVM and RandomForest. The distribution area of *B. alipioi* estimated by 1668 the geographical space "extension" was 7,904.49 km², while the estimated by fitting the Adaptive framework was 7,278 km². For *B. nodoterga*, the distribution area estimated by the

"Extension" was 17,961.45km², while the framework was 10,726 km². The gradual increase of the geographic space resulted in the increase of the AUC and TSS values, as new minimum dispersion units (sub-basins) were added to the geographic space, which resulted in higher performance values compared to the models fitted by the extension. Our framework used adaptive modeling to insert species dispersion capacity in model calibration, resulting in a significant increase in model performance, reduction of comission, increase predictive power to estimate the suitability and possible errors of omission. We concluded that the framework proposed here has the potential to innovate the modeling process through the inclusion of one of the most difficult aspects to be measured, the dispersion capacity of the species.

Keywords: Framework, Data scarcity, Consensus model, Habitat suitability

3.1. Introdução

O conhecimento sobre a distribuição das espécies é fundamental para compreender padrões ecológicos, evolutivos e biogeográficos (Gaston, 2003). No entanto, dados de distribuição da maioria das espécies são escassos, resultando em informações inadequadas para muitas aplicações (Elith *et al.*, 2006). A modelagem de distribuição de espécies (MDE) é uma ferramenta que permite estimar, a partir dos registros de presença, a distribuição geográfica de uma espécie (Guisan e Zimmermann, 2000). Nas últimas décadas, o uso de MDEs vem crescendo e diversificando suas aplicações, sendo utilizados em estudos de ecologia (Rushton *et al.*, 2004; Frabs *et al.*, 2017), de mudanças climáticas (Pearson e Dawson, 2005; Araújo *et al.*, 2006), de evolução e biogeografia (Guisan e Thuiller, 2005; Percequillo *et al.*, 2017), e para o planejamento da conservação (Elith *et al.*, 2006, Zimmermann *et al.*, 2010; Ferraz *et al.*, 2012; Altrichter *et al.*, 2016). Essa demanda revela a importância de as MDEs resultarem em estimativas precisas e informativas, que facilitem a compreensão dos processos ecológicos e a tomada de decisões para a conservação efetiva das espécies e dos ecossistemas.

O uso de modelagem estatística resulta em estimativas limitadas e imprecisas, quando informações ecológicas são negligenciadas, principalmente se forem aplicadas no planejamento da conservação (Austin, 2002). MDEs utilizam modelagem estatística para correlacionar os registros de presença com variáveis ambientais e estimar a distribuição de uma espécie (Pearson e Dawson, 2003). Portanto, é indispensável atender as premissas ecológicas na calibração dos modelos, como a consideração das condições ambientais e das áreas acessíveis que reflitam a ecologia da espécie (Pearson e Dawson, 2003; Soberon, 2010). Todavia, esses modelos assumem como premissa que a espécie está em equilíbrio com o seu ambiente e essa suposição desconsidera possíveis adaptações, tolerância a alterações ambientais, bem como, a capacidade de dispersão da espécie (Guisan e Zimmermann, 2000; Guisan e Theurillat, 2000, Toor *et al.*, 2018), sendo que esses fatores influenciam no alcance do limite geográfico de uma espécie (Gaston, 2002).

Estudos recentes que utilizaram MDEs têm identificado que a capacidade de dispersão da espécie tem influência no poder preditivo dos modelos e, portanto, deve ser incorporada nos

procedimentos de modelagem (Smolik *et al.*, 2010; Barvel *et al.*, 2011; Saupe *et al.*, 2012). Contudo, ainda é um desafio compreender e inserir a capacidade de dispersão das espécies nos processos de MDE (Barvel *et al.*, 2011; Saupe *et al.*, 2012). Assim, com o objetivo de estimar a distribuição de espécies com distribuição restrita e/ou com poucos registros de presença, nós desenvolvemos uma abordagem (framework) que considera a capacidade de dispersão das espécies para delimitar o espaço geográfico a ser modelado. Ainda, nós utilizamos essa abordagem para modelar a distribuição de duas espécies de anfíbios carentes em dados, comparando-o à modelos ajustados que não incorporam a capacidade de dispersão das espécies.

3.2. A importância da capacidade de dispersão para as MDEs

Desde o início do século XX, ecólogos e biogeógrafos buscam compreender os padrões de nicho ecológico e distribuição das espécies no espaço e no tempo, desenvolvendo a ideia de que as características ecológicas da espécie estão diretamente relacionadas com o seu padrão de distribuição (Grinnell, 1904; de Candolle, 1855; James *et al.*, 1984). Em 1957, Hutchinson propôs a definição mais aceita do conceito de nicho ecológico de uma espécie como um hipervolume multi-dimensional, correspondente às condições ambientais que permite à espécie existir indefinidamente. Além disso, Hutchinson sugeriu que uma espécie não utiliza o nicho fundamental inteiro devido às interações bióticas, diferenciando-o do nicho realizado que se constitui na parte do nicho fundamental efetivamente utilizada pela espécie. Em sua definição, Hutchinson não mencionou a questão da capacidade de dispersão como um fator que interfere nos padrões ecológicos de uma espécie. No entanto, ao inserir o conceito de metapopulação, Pulliam (2000) incorporou a dispersão ao conceito de nicho Hutchinsoniano, enfatizando que a dispersão podia ser, pelo menos, tão importante quanto à competição na determinação da relação entre nicho e distribuição.

Com base neste entendimento, os fatores ecológicos que afetam os padrões de distribuição da espécie foram resumidos matematicamente e organizados em uma estrutura heurística simples conhecida como diagrama BAM (Soberón e Peterson, 2005). Esse diagrama relaciona três classes de fatores: B) as interações bióticas, que são as condições ligadas à dinâmica populacional das espécies como recursos alimentares limitados, presença de competição, predação, mutualismo, etc.; A) as condições abióticas como o clima, a radiação solar, etc.; e M) a região acessível à espécie através da dispersão durante período de tempo relevante. A interseção dessas três classes ($B \cap A \cap M$) determina a região em que uma espécie pode ser encontrada (Pearson *et al.*, 2011). Portanto, a MDE é um processo matemático desempenhado por algoritmos que relacionam a presença ou abundância de uma espécie com os fatores ecológicos

que afetam os padrões da distribuição. De maneira geral, a área à qual a espécie tem capacidade de dispersar tem implicações importantes em todos os aspectos dos MDEs, incluindo a parametrização, a validação e as comparações entre modelos (Barvel *et al.*, 2011). Assim, essa área deve ser parte integral dos processos de modelagem, pois os algoritmos requerem explicitamente esta informação.

3.3. Unidade mínima de dispersão

Os indivíduos de uma espécie se movimentam no ambiente de forma independente uns dos outros e alteram o seu comportamento em resposta as condições do ambiente no qual estão inseridos, ou dentre as diferentes necessidades do estágio de desenvolvimento e da história de vida (Toor *et al.*, 2018). De acordo com as respostas dos indivíduos às condições do ambiente, a área de distribuição da espécie pode se expandir ou retrair-se. Dessa forma, os limites geográficos que definem a área de distribuição de uma espécie são influenciados em três diferentes níveis, as condições bióticas e abióticas, a estrutura da população e as características morfológicas e fisiológicas da espécie (Gascon, 2002). Então podemos entender que as características morfológicas e fisiológicas do indivíduo imigrante vão definir a capacidade dele transpor as condições ambientais potencialmente desfavoráveis e de estabelecer populações viáveis após a chegada em um novo local (Pielou, 1979). Por esse motivo, a distribuição de uma espécie pode ser limitada em escala espacial se o habitat adequado mudar rapidamente (Primack e Miao, 1992; Pulliam, 2000). Assim, transições contrastantes no habitat como relevo (ex. cadeias de montanhas, bacias hidrográficas etc.) e limites ecológicos (ex. biomas, ecorregiões, fitofisionomias etc.) potencialmente limitam a dispersão.

Atualmente, com o auxílio de ferramentas de geoprocessamento, muitos desses limites já estão geo-espacializados e são facilmente obtidos em bases de dados públicas. Dessa forma, a camada geo-espacializada escolhida para representar a barreira de dispersão da espécie de interesse deve representar as nuances (p. ex., topográficas, fitofisionômicas, climáticas etc) do ambiente. Assim, podemos considerar que cada unidade da camada vetorial (i.e., polígono) com um ou mais registros de presença da espécie pode ser uma unidade mínima de dispersão.

Para definir qual camada geo-espacializada utilizar, as características morfológicas, fisiológicas e reprodutivas da espécie ou do grupo taxonômico de interesse devem ser consideradas. No caso de espécies de maior tamanho e com grande capacidade de dispersão (p.ex., mamíferos de grande e médio porte, ou aves que voam por grandes distâncias e etc), a camada deve representar mudanças ecológicas do ambiente, por exemplo, biomas e ecorregiões. Já no caso de espécies com mobilidade restrita (p.ex., anfíbios, aves de sub-bosque e etc), a

camada deve representar disponibilidade de recursos (p.ex., recurso hídrico) ou mudanças locais abruptas (p.ex., relevos acidentados).

3.4. Framework

A modelagem adaptativa é um processo de análise dos dados iniciais, que gera dados inicialmente ausentes, estes são inseridos no processo e uma nova análise é feita (Harris *et al.*, 2002). Como o objetivo das MDEs é conhecer ou descrever melhor os padrões de distribuição de uma espécie de interesse, que muitas vezes são desconhecidos e complexos, o uso da modelagem adaptativa para inserir tal complexidade pode ser uma alternativa que viabilize esse processo. No entanto, ao invés do controle estar inserido nos processos matemáticos, nesta abordagem, este modifica o processo (entradas e saídas) com decisões tomadas pelo modelador a partir dos resultados da modelagem. Portanto, após definir a unidade mínima de dispersão a ser utilizada, cada unidade será inserida no processo de modelagem de acordo com os seguintes critérios: (1) Selecionar todas as unidades mínimas que tiverem um ou mais registro de presença e diluir os limites entre elas a fim de obter um único polígono (espaço geográfico); (2) Gerar o modelo; (3) Avaliar o modelo, que será aceito quando os limites do espaço geográfico apresentar baixa adequabilidade para a espécie, finalizando o processo; caso contrário vá para o passo; (4) Selecionar as unidades mínimas adjacentes aos pixels com alta ou média adequabilidade para a espécie, diluir os limites e transformá-las em um novo espaço geográfico; (5) Voltar ao passo 2 (Figura 4). Caberá ao modelador definir o que considera baixa, média ou alta adequabilidade.

Figura 4. *Framework* com os passos e a descrição do processo de modelagem adaptativa.

3.5. Estudos de caso

3.5.1. Espécies modeladas

Nós escolhemos duas espécies de anfíbios endêmicos das regiões sudeste da Mata Atlântica, que habitam o chão da floresta (Pombal e Gasparini 2006), para testar o framework.

Brachycephalus alipioi é uma espécie pequena, com 1,5 cm de comprimento rostro-anus (CRA), descoberta recentemente. Atualmente essa espécie encontra-se classificada como quase ameaçada (NT, *Near Threatened*) na lista brasileira (ICMBio, 2014). A espécie é conhecida de três localidades na região sul do estado do Espírito Santo. Contudo, desde a sua descrição em 2006, registros em novas localidades foram disponibilizados, o que evidência a ausência de

conhecimento mais preciso da distribuição dessa espécie quando a mesma teve seu estado de conservação avaliado.

Brachycephalus nodoterga é uma espécie pequena com 2,5 cm de CRA, descrita em 1920, da Serra da Cantareira. Atualmente esta localidade encontra-se adjacente à área urbana do município de São Paulo. A espécie é conhecida de outras localidades, como a região central do Parque Estadual da Serra do Mar e Ilha Bela. Contudo, a falta de conhecimento a respeito de sua distribuição levou à sua classificação como Dados insuficientes (DD - *Data deficient*) na lista brasileira (ICMBio, 2014), e estudos a respeito da distribuição e história natural foram recomendados após a avaliação de seu estado de conservação.

Os dados de ocorrência das espécies que nós utilizamos foram aqueles disponibilizados pelo RAN-ICMBio (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios) e os encontrados em coleções científicas e trabalhos publicados. Dessa forma, nós encontramos um total de 11 registros de ocorrência para *B. alipioi* e oito registros para *B. nodoterga*.

Nós eliminamos a autocorrelação espacial dos dados de ocorrência pelo componente espacial do processo de rarefação dos dados, excluindo os registros próximos entre si (Araújo e Guisan 2006), a partir de um raio de 3 km, considerando o tamanho e a filopatria das espécies (Blaustein *et al.*, 1994). Assim, o número de registros de *B. alipioi* foi reduzido para oito e *B. nodoterga* para sete.

3.5.2. Calibração e avaliação dos modelos

Para comparar e avaliar o desempenho dos modelos gerados, a partir da aplicação do *framework* nós utilizamos dois métodos para definir o espaço geográfico de cada espécie. No primeiro método o espaço geográfico foi limitado por um retângulo arbitrariamente definido, incluindo a área de interesse, chamado de Extensão (Peterson, 2001). No segundo método executamos o *framework* proposto, como camada geo-espacializada que representa barreiras de dispersão das espécies nós utilizamos a camada vetorial de sub-bacias brasileiras (MMA, 2016). Nossa escolha baseou-se na baixa capacidade de dispersão das espécies selecionadas (Becker *et al.*, 2007).

Como se trata de espécies com poucos registros de presença disponível, a técnica de “Kfold” foi utilizada para a partição dos dados de presença para teste e treino dos modelos (Hijmans, 2012). Dessa forma, cada réplica foi realizada com a separação de um registro para teste e todos os outros para treino, assim, o número de réplicas foi determinado pela quantidade de registro de ocorrência disponíveis para a modelagem (Pearson *et al.*, 2007).

Escolhemos as variáveis preditoras com base nos requerimentos biológicos da espécie (Araújo e Guisan, 2006). Dessa forma, utilizamos as variáveis bioclimáticas e a porcentagem de cobertura arbórea. As variáveis bioclimáticas (versão 2) foram adquiridas na plataforma suporte WorldClim (Fick e Hijmans, 2017), e a porcentagem de cobertura arbórea adquirida na plataforma USGS (Hansen *et al.*, 2013), todas com resolução especial de 30 arco-segundos ($\sim 1 \text{ km}^2$). Após definir o espaço geográfico pelos dois métodos já descritos, as variáveis foram recortadas e selecionadas pela análise de correlação de Pearson, mantendo apenas as variáveis com valor de correlação entre -0,7 e 0,7 (Becker *et al.*, 1988). Para garantir maior confiabilidade na predição das áreas de adequabilidade de ocorrência, todos os modelos foram produzidos por um conjunto de algoritmos: Bioclim, Domain, Maxent, RandomForest e SVM. Os modelos de previsão resultantes foram combinados para gerar um único modelo de consenso (Marmion *et al.*, 2009), sendo este uma média ponderada pelos valores de AUC (*Area Under Curve*) gerados por cada algoritmo. A escolha dos algoritmos foi baseada nas seguintes abordagens: dados de presença - Bioclim (Loiselle *et al.*, 2002), Domain (Hirzel *et al.*, 2002) e SVM (Drake *et al.*, 2006), e de presença e pseudo-ausência - Maxent (Phillips *et al.*, 2006) e RandomForest (Breiman, 2001). O desempenho dos modelos foi avaliado pelos valores de AUC e TSS. O AUC é a probabilidade de escolha aleatória de dados de presença classificados sobre pontos aleatórios (Fielding e Bell, 1997) e o TSS (*True Skill Statistic*) pondera a habilidade do modelo em discriminar entre presença e ausência (Allouche *et al.*, 2006). As predições dos algoritmos que apresentaram AUC e TSS menor que 0,7 não foram consideradas nos modelos de consenso finais. O processamento das imagens e as análises foram realizados no ambiente computacional R (R Core Team, 2017).

Para avaliar os limites do espaço geográfico e finalizar o processo de modelagem, nós utilizamos os valores do limiar máximo (*maximum training presence Cloglog threshold*), que maximizam a presença observada e a prevista, e do limiar mínimo (*minimum training presence Cloglog threshold*), que é o menor valor previsto para a presença observada. Dessa forma, os pixels com valor de adequabilidade estimado superiores ao limiar máximo foram considerados pixels de alta adequabilidade; os pixels com valores de adequabilidade estimados entre os valores de limiares máximo e mínimo foram consideradas pixels de média adequabilidade; e foram considerados pixels de baixa adequabilidade os que tiveram o seu valor previsto inferior ao limiar mínimo.

3.5.3. Modelos ajustado pela extensão

O espaço geográfico ajustado pela extensão para modelar a distribuição de *B. alipioi* contém 113.383 km^2 . As variáveis não correlacionadas selecionadas foram a variação média diurna da temperatura (Bio2), a temperatura máxima do mês mais quente (Bio5), a precipitação

anual (Bio12), a precipitação do trimestre mais frio (Bio19) e a porcentagem de cobertura arbórea. A maioria dos modelos foi satisfatória, embora alguns tiveram AUC menor que 0,7 (Tabela 3). A área de distribuição adequada à ocorrência da espécie estimada foi de 7.904,49km². As variáveis que mais contribuíram foram a Bio2 (51,6%) e a Bio19 (32,6%).

O espaço geográfico ajustado pela extensão para *B. nodoterga*, foi de 205.895 km². As variáveis não correlacionadas selecionadas foram temperatura média anual (Bio1), temperatura sazonal (Bio4), precipitação anual (Bio12), precipitação sazonal (Bio15) e porcentagem de cobertura arbórea. A área de distribuição adequada à ocorrência da espécie estimada foi de 17.961,45km². O modelo apresentou valores de AUC e TSS que variaram, igualmente, entre 0,875 e 0,988 (Tabela 3). As variáveis que mais contribuíram para explicar a distribuição de *B. nodoterga* foram Bio4 (39,8%), Bio15 (27,1%) e Bio12 (17,3%).

3.5.4. Modelo ajustado pelo uso do framework

A aplicação do framework para modelar a distribuição de *B. alipioi* resultou em cinco espaços geográficos. O primeiro espaço geográfico definido para a modelagem de *B. alipioi* incluiu seis sub-bacias (16.262 km²) e o final 41 sub-bacias (90.987 km²) (Figura 5). As variáveis não correlacionadas selecionadas foram variação média diurna da temperatura (Bio2), temperatura máxima do mês mais quente (Bio5), precipitação anual (Bio12), precipitação do trimestre mais frio (Bio19) e porcentagem de cobertura arbórea. Destas, as que mais contribuíram foram a Bio19 (41,6%) e a Bio5 (32,6%). A área da distribuição inicialmente prevista foi de 3.190 km² e a distribuição final prevista foi de 7.278 km². O modelo final apresentou um valor de AUC médio de 0,88 ±0,09 e TSS de 0,86 ±0,1. (Tabela 3).

Figura 5. *Framework* apresentando a inclusão gradativa de novas subbacias no espaço geográfico a ser modelado pelo processo de modelagem adaptativa realizado para modelar a distribuição de *Brachycephalus alipioi*.

Para estimar a área de distribuição de *B. nodoterga*, ajustamos três espaços geográficos, o inicial com três sub-bacias (18.379 km²) e o final com sete sub-bacias (101.714 km²) (Figura 6). As variáveis não correlacionadas selecionadas foram a temperatura média anual (Bio1), a temperatura sazonal (Bio4), a precipitação anual (Bio12), a precipitação sazonal (Bio15) e a porcentagem de cobertura arbórea. Destas, as que mais contribuíram para explicar a distribuição de *B. nodoterga* foram porcentagem de cobertura arbórea (32,8%), Bio4 (22,5%) e Bio12 (17,3%). A área de distribuição inicialmente prevista foi de 3.692 km² e a final foi de 10.726 km². O modelo final apresentou um valor de AUC médio de $0,93 \pm 0,05$ e TSS de $0,93 \pm 0,05$ (Tabela 4).

Figura 6. Framework apresentando a inclusão gradativa de novas subbacias no espaço geográfico a ser modelado pelo processo de modelagem adaptativa realizado para modelar a distribuição de *Brachycephalus nodoterga*.

3.6. Comparação dos modelos

O aumento gradativo do espaço geográfico resultou no incremento dos valores de AUC e TSS à medida que novas unidades mínimas de dispersão (sub-bacias) foram adicionadas ao espaço geográfico, tanto para *B. alipioi* como para *B. nodoterga*, resultando em maiores valores de desempenho comparativamente aos modelos ajustados pela extensão.

Os modelos ajustados para *B. alipioi* pelo uso do *framework* apresentaram uma variação maior do AUC (0,39 a 1,00) e do TSS (0,24 a 1,00) do que pela extensão (AUC, 0,56 a 0,96, e TSS, 0,12 a 0,96) (Tabela 3). Essa variação nos valores de AUC e TSS dos modelos se deve ao desempenho dos diferentes algoritmos como o Bioclim, que apresentou bom desempenho somente para os espaços geográficos 3 e 5, e o SVM, que apresentou bom desempenho somente para o modelo ajustado com a extensão.

Para os modelos de *B. nodoterga* ajustados pelo uso do *framework*, os valores de AUC variaram entre 0,48 e 1 e os valores de TSS variaram entre 0 e 1. O modelo ajustado pela extensão os valores de AUC e TSS variaram igualmente entre 0,87 e 0,99 (Tabela 4). Os algoritmos que apresentaram melhor desempenho foram o Maxent e o RandomForest. O Bioclim apresentou o menor desempenho para todos os modelos ajustados pelo método de

modelagem adaptativa. O desempenho do algoritmo SVM foi melhor em comparação ao apresentado para *B. alipioi*, mas apresentou baixo desempenho no espaço 1.

Os valores de adequabilidade estimados por cada método de definição do espaço geográfico para cada registro de presença de cada espécie nos possibilitou identificar que, conforme o aumento gradativo do espaço geográfico, a adequabilidade estimada para cada registro de presença utilizado no processo de modelagem foi diferente (Figura 7). Os modelos finais do processo de modelagem adaptativa apresentaram maior variação e maiores valores previstos de adequabilidade do que todos os outros espaços geográficos. Com isso, identificamos as áreas com maior adequabilidade para a ocorrência das espécies, bem como identificamos quais registros de presença se encontram nas áreas marginais da distribuição, com menor adequabilidade para a ocorrência da espécie.

Tabela 3. Descrição do desempenho dos modelos gerados para *B. alipioi* com cada espaço geográfico, com destaque (em negrito) para os valores mínimos e máximos de AUC e TSS, e os valores dos limiares dos modelos que foram excluídos do modelo de consenso.

<i>Brachycephalus alipioi</i>																		
Algorithms	G-space1			G-space 2			G-space 3			G-space 4			G-space5			G-space extent		
	Threshold	AUC	TSS	Threshold	AUC	TSS	Threshold	AUC	TSS	Threshold	AUC	TSS	Threshold	AUC	TSS	Threshold	AUC	TSS
Bioclim	0,11	0,65	0,41	0,05	0,58	0,24	0,14	1,00	1,00	0,00	0,46	0,00	0,29	1,00	1,00	0,04	0,56	0,12
Gower	0,35	0,73	0,70	0,29	0,69	0,61	0,28	0,71	0,62	0,32	0,82	0,82	0,29	0,82	0,75	0,31	0,96	0,96
Maxent	0,55	0,56	0,56	0,55	0,64	0,64	0,59	0,70	0,70	0,71	0,89	0,89	0,63	0,89	0,89	0,82	0,95	0,95
RandonForest	0,18	0,57	0,57	0,17	0,68	0,67	0,21	0,76	0,76	0,29	0,79	0,79	0,21	0,81	0,81	0,34	0,93	0,93
SVM	0,03	0,39	0,37	0,04	0,49	0,49	0,05	0,67	0,67	0,06	0,55	0,55	0,04	0,56	0,56	0,14	0,87	0,87

Tabela 4. Descrição do desempenho dos modelos gerados para *B. nodoterga* com cada espaço geográfico, com destaque (em negrito) para os valores mínimos e máximos de AUC e TSS, e os valores dos limiares dos modelos que foram excluídos do modelo de consenso.

<i>Brachycephalus nodoterga</i>												
Algorithms	G-space1			G-space 2			G-space 3			G-space extent		
	Limiar	AUC	TSS	Limiar	AUC	TSS	Limiar	AUC	TSS	Limiar	AUC	TSS
Bioclim	0,07	0,56	0,24	0,07	0,58	0,25	0,00	0,48	0,00	0,29	0,98	0,95
Gower	0,34	0,76	0,72	0,39	0,88	0,83	0,58	1,00	1,00	0,46	0,98	0,98
Maxent	0,58	0,67	0,67	0,75	0,89	0,89	0,61	0,90	0,90	0,87	0,96	0,96
RandonForest	0,20	0,73	0,73	0,28	0,90	0,90	0,79	0,90	0,90	0,44	0,99	0,99
SVM	0,03	0,59	0,58	0,14	0,68	0,68	0,48	0,90	0,90	0,37	0,88	0,88

Figura 7. Relação entre os valores de AUC dos modelos ajustados com os respectivos valores de adequabilidade. A) modelos ajustados para *Brachycephalus alipioi*; b) modelos ajustados para *Brachycephalus nodoterga*.

Os modelos ajustados pela extensão estimaram uma área de distribuição maior para as duas espécies. Para *B. alipioi*, a área estimada pela modelagem adaptativa foi de 7.278 km² e pela Extensão, de 7.904 km². Para *B. nodoterga*, a área prevista pela modelagem adaptativa foi de 10.726 km², e pela extensão de 17.961 km². Nas figuras 5 e 6 é possível observar visualmente essas diferenças, bem como a adequabilidade estimada para os registros de presença e suas variações dentro do limite da distribuição das espécies.

Figura 8. Modelos de distribuição de espécies de *Brachycephalus alipioi* com os espaços geográficos ajustados a) pelo processo de modelagem adaptativa; e b) pela extensão.

Figura 9. Modelos de distribuição de espécies de *Brachycephalus nodoterga* com os espaços geográficos ajustados a) pelo processo de modelagem adaptativa; e b) pela extensão.

3.7. Discussão

O nosso *framework* utilizou mecanismos de modelagem adaptativa para inserir na calibração do modelo a capacidade de dispersão da espécie de interesse. Isso resultou em aumento significativo do desempenho dos modelos, com a redução da sobreprevisão, o aumento do poder preditivo para estimar a adequabilidade e redução de possíveis omissões, concordando com Barvel *et al.* (2011) e Saupe *et al.* (2012), que identificaram comprometimento crítico na robustez e na validade em modelos que não consideram a capacidade de dispersão das espécies. Assim, com a inclusão gradativa das unidades mínimas de dispersão de acordo com as áreas adequadas previstas pelos algoritmos, conseguimos garantir que a parametrização, a validação e a comparação das estimativas fossem realizadas na área à qual a espécie é capaz de ocorrer, como sugerido por Barvel *et al.* (2011). Além disso, foi possível extrair informações adicionais a respeito dos padrões de distribuição a partir dos resultados dos modelos, como a área máxima de dispersão, a perda de qualidade dos habitats e os caminhos que favorecem a dispersão das espécies.

O método de modelagem adaptativa proposto apresentou adequações importantes às exigências dos fundamentos teóricos de MDE informando os requisitos referentes aos fatores da classe A, caracterizando as necessidades ecológicas da espécie e o contexto ambiental no qual a espécie está inserida, e os requisitos referentes à classe M, informações não disponíveis que puderam ser encontradas a partir do conjunto de dados existentes sobre a espécie. Assim, as predições foram realizadas na área de dispersão da espécie, que é basicamente o local no qual a espécie sobreviveu por um determinado período de tempo na paisagem em questão (Barvel *et al.*, 2011). Dessa forma, podemos dizer que da mesma forma que a escolha das variáveis ambientais deve ser fundamentada na ecologia da espécie (Araújo e Guisan 2006), o espaço geográfico deve ser definindo levando em consideração os aspectos morfológicos, fisiológicos e ecológicos da espécie de interesse.

Os valores de desempenho dos modelos AUC e TSS aumentaram à medida que as unidade mínimas de dispersão adjacentes foram sendo adicionadas, como era esperado, pois o aumento do espaço geográfico consequentemente aumenta os valores de AUC (Lobo, 2008). No entanto, isso não aconteceu de forma linear com os modelos ajustados para *B. alipioi*, uma vez que o valor de AUC diminuiu no quarto espaço geográfico (Figura 5). Isto pode ter acontecido pelo fato do ambiente adicionado ser semelhante ambientalmente ao espaço geográfico anterior, o que restringe a capacidade do modelo em diferenciar entre presença e ausência, e consequentemente, reduz o desempenho dos modelos. Por isso, o método de modelagem adaptativa não considera apenas o valor de desempenho do modelo para limitar as dimensões do

espaço geográfico, mas também a distribuição de cada pixel no espaço, avaliando os seus valores de adequabilidade. Assim, o ajuste do espaço geográfico pelo método de modelagem adaptativa reduziu a probabilidade de erros de sobreprevisão, pois ambas as condições ambientais e as possíveis áreas de dispersão foram fornecidas para o modelo (Soberon, 2010). Ao encontrar a área máxima de dispersão, os modelos estimaram maiores valores de adequabilidade para os registros de presença, pois as informações ambientais que não estão disponíveis para a espécie foram retiradas do conjunto de dados, o que aumentou a capacidade dos algoritmos em diferenciar entre presença e ausência potencial, e estimar a adequabilidade de cada pixel.

3.7.1. Implicações para o uso dos MDEs

Ao definirmos a unidade mínima de dispersão considerando as limitações dos aspectos morfológicos, fisiológicos e ecológicos, e as mudanças em fatores abióticos no ambiente, estamos atendendo dois dos três níveis que limitam o alcance geográfico de uma espécie (Gaston, 2002). O terceiro nível está relacionado com a dinâmica populacional, dados esses desconhecidos para muitas espécies incluindo a grande maioria dos anfíbios (Silvano e Segalla, 2005). Os MDEs desenvolvidos pelo uso do *framework* aqui proposto podem ajudar neste sentido, pois as áreas adequadas identificadas pelos modelos podem auxiliar na elaboração e execução de estudos de ecologia populacional, favorecendo a compreensão dos processos reguladores das populações, principalmente, de espécies endêmicas e ou com poucas informações disponíveis (Young *et al.*, 2001; Silvano e Segalla, 2005). Além disso, se consideramos a perda de adequabilidade das margens do espaço geográfico, é possível pensar que os limites de distribuição encontrados são sustentados por uma estrutura de meta-população (Gaston, 2002), e que as áreas que concentram um maior número de pixels com alta adequabilidade prevista no modelo podem ser fontes de indivíduos e as áreas menos adequadas funcionariam como sumidouros. Identificar áreas com maior adequabilidade para uma espécie fornece uma melhor compreensão da amplitude de seu nicho ecológico, o que fornece informação básica para a definição de áreas prioritárias, ações de conservação e manejo de áreas protegidas. O processo de modelagem adaptativa indicou os fatores que limitam o alcance geográfico das espécies, mostrando os caminhos que favoreceriam a dispersão, o que pode contribuir com estudos de biogeografia, evolução e ecologia, pois a compreensão desses caminhos auxilia no entendimento dos padrões de distribuição atuais.

Além disso, as espécies se movimentam na paisagem e são capazes de se dispersar quando a adequabilidade do ambiente diminui ou é alterada por algum evento estocástico ou mudanças climáticas (Toor *et al.*, 2018). Os limites da distribuição de uma espécie são dinâmicos, pois são influenciados pelas condições do ambiente e pela dispersão dos indivíduos, bem como

pela própria dinâmica populacional (Gaston, 2002; Toor *et al.*, 2018). E, por esses motivos, as estimativas de adequabilidade e os limites da distribuição da espécie resultantes dos processos de modelagem devem considerar a escala temporal e as mudanças no ambiente de ocorrência das espécies, renovando as estimativas a cada alteração ou escala de tempo. Isso possibilitará a obtenção de informações essenciais para entender os padrões de distribuição das espécies e até mesmo as respostas das mesmas frente a alterações do ambiente.

3.7.2. Limitações do framework

O *framework* aqui apresentado tem aplicação limitada à modelagem de distribuição de espécies em escala local ou regional, o que dificultaria a modelagem simultânea de um grande número de espécies, e em diferentes escalas e regiões de ocorrência (ver Engler *et al.*, 2009). Isto acontece devido ao fato de que os modelos levam em conta a ecologia da espécie ou do grupo taxonômico nos ajustes dos parâmetros, o que exige atenção específica para cada espécie. Por outro lado, o processo de modelagem adaptativa insere nas predições melhorias consideráveis, tanto na qualidade das predições, quanto para a aplicação e uso dos modelos em outros procedimentos. Como o zoneamento de áreas prioritárias para a conservação, que destacam a ausência dos processos de dispersão e do potencial de adaptação das espécies nos modelos de distribuição, como um fator limitante para o zoneamento (Kujala *et al.*, 2013). Assim, recomenda-se que ao optar pelo uso do *framework* aqui proposto decorra de uma análise prévia do modelador ponderando a viabilidade e eficiência desejada. Se o objetivo for descrever o padrão de distribuição de uma espécie, considerar os aspectos ecológicos é fundamental, uma vez que a distribuição da espécie depende das respostas às condições abióticas, da sua morfologia, ecologia, fisiologia, e de sua estrutura populacional (Gaston, 2002). Por outro lado, se o objetivo for a detecção de padrões envolvendo diversas espécies, em escalas espaciais bem maiores, o uso do *framework* aqui apresentado pode não ser o mais indicado.

Em conclusão, o *framework* aqui proposto tem o potencial de inovar o processo de modelagem, a partir da inclusão de um dos aspectos mais difícil de mensurar, a capacidade de dispersão da espécie.

REFERENCES

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1223-1232.
- ALTRICHTER, M. ; BELLASSAI, S. S. ; DECARRE, J. ; CAMINO, M. ; YANOSKY, A. ; KRAUER, J. M. C. ; DESBIEZ, A. L. J. ; LEUS, K. ; FERRAZ, K. M. P. M. B. ; ANGELIERI, C. C. S. ; CUELLAR, R. L. ; AREVALOS, F. ; CARTES, J. ; GIORDANO, A. J. ; THOMPSON, J. ; VELILLA, M. ; TORRES, R. ; NERIS, N. ; CABRAL, H. 2016. Situación de conservación del pecarí del Chaco o tagua (*Catagonus wagneri*): distribución, aptitud de hábitat y viabilidad poblacional. *Paraquaria Natural*, 4:30-39
- ARAÚJO, M.B.; NEW, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22:42-47.
- ARAÚJO M. B. & GUIBAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*. 33:1677-1688.
- AUSTIN, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157(23):101-118.
- BARVE, N. BARVE, V. JIMÉNEZ-VALVERDE, A. LIRA-NORIEGA, A. MAHER, S. P., PETERSON, A. T., SOBERON, J. , VILLALOBOS, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol. Modell.* 222:1810-1819.
- BECKER, R. A., CHAMBERS, J. M., AND WILKS, A. R. 1988. *The New S language. A programming environment for data analysis and graphics.* Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software. Pacific Grove, California
- BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318: 1775–1777.
- BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B.; SOUSA, W. P. 1994. Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60–71.
- BREIMAN, L. 2001. *RANDOM FORESTS.* Statistics Department University of California Berkeley.
- DRAKE, J.M.; RANDIN, C.; GUIBAN, A. 2006. Modelling ecological niches with support vector machines. *J. Appl. Ecol.* 43:424–432.
- DE CANDOLLE, A.I. 1855. *Ge´ographie botanique raisonne´e.* Masson, Paris.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- ENGLER, R.; RANDIN, C. F.; VITTOZ, P.; CZA´KA, T.; BENISTON, M.; ZIMMERMANN, N. E.; GUIBAN, A. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography* 32: 34-45.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. ; SIQUEIRA, M. F. ; ALEXANDRINO, E. R. ; LUZ, D. A. T. ; COUTO, H. T. Z. . 2012. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. *Environmental Conservation*, 39: 316–324.
- FICK, S.E.; R.J. HIJMANS, 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. (Worldclim, <http://www.worldclim.org>)
- FIELDING, A.H.; BELL, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24: 38–49.

- FRANS, V. F.; AUGÉ, A. A.; EDELHOFF, H.; ERASMI, S.; BALKENHOL, N.; ENGLER, J. O. 2017. Quantifying apart what belongs together: A multi-state species distribution modelling framework for species using distinct habitats. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1): 98–108.
- GASTON, K.J. 2003. *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University. Press, Oxford.
- GASTON, K. J.; PRESSEY, R. L.; MARGULES, C. R. 2002. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected áreas. *J. Biosci.* 27(4): 361–384.
- GRINNELL, J. 1904. The Origin and Distribution of the Chest-Nut-Backed Chickadee *The Auk*, 21:364–382.
- GUISAN, A.; THEURILLAT, J.P., 2000. Equilibrium modeling of alpine plant distribution and climate change: how far can we go? *Phytocoenologia*, special issue (in press).
- GUISAN, A.; THUILLER, W. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:993– 1003.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147–186.
- HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change: Science, 342(6160): 850-853. Tree cover was obtained from the Global tree cover data (USGS, <https://landcover.usgs.gov/glc/TreeCoverDescriptionAndDownloads.php>).
- HARRIS, D. J.; CARRANZA, S.; ARNOLD, E. N.; PINHO, C.; FERRAND, N. 2002. Complex biogeographical distribution of genetic variation within *Podarcis wall* lizards across the Strait of Gibraltar. *Journal of Biogeography*, 29(9), 1257–1262.
- HIJMANS, R. J. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93(3): 679-688.
- HIRZEL, A. H.; HAUSSE, J.; CHESSEL, D.; PERRIN, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7): 2027–2036.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, 22:415–457.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes) – MMA. 2014. As Listas das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção vigentes (Portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014). site:<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>(acesso em: 06/01/2015).
- JAMES, F. C.; JOHNSTON, R. F.; WAMER, N. O.; NIEMI, G. J.; BOECKLEN, W. J. 1984. The Grinnellian Niche of the Wood Thrush. *The American Naturalist*, 1:17-47.
- KUJALA, H.; MOILANEN, A.; ARAÚJO, M. B. 2013. Conservation planning with uncertain climate change projections. *PloS One*, 8(2):e53315.
- LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. 2008. AUC:A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17:145-151.
- LOISELLE, B. A.; HOWELL, C. A.; GRAHAM, C. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, 17:1591– 1600.
- MARMION, M.; PARVIAINEN, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R. K.; THUILLER, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15:59–69.

- MMA. Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos. Ministério do Meio Ambiente, 2016 site: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/ogc.php?> (acesso em: 14/06/2016).
- PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, 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.
- PEARSON, R. G.; DAWSON, T. E. 2005. Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation* 123: 389–401.
- PEARSON, R. G.; DAWSON, T. E. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12:361-372.
- PETERSON, A.T.; SOBERO, N. J.; PEARSON, R.G.; ANDERSON, R.P.; MARTÍNEZ-MEYER E. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press. 328.
- PERCEQUILLO, A. R.; DALAPICOLLA, J.; ABREU-JÚNIOR, E. F.; ROTH, P. R. O.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CHIQUITO, E. A. 2017. How many species of mammals are there in Brazil? New records of rare rodents (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) from Amazonia raise the current known diversity. *PeerJ*, DOI 10.7717/peerj.4071.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- PIELOU, E. C. 1979. Interpretation of paleoecological similarity matrices. *Paleobiology* 5:435-443.
- POMBAL, J. P.; GASPARINI, J. L. 2006. A new *Brachycephalus* (anura: Brachycephalidae) from the Atlantic Rainforest of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 1(2), 87–93.
- PRIMACK, R. B.; MIAO, S. L. 1992. Dispersal Can Limit Local Plant Distribution. *Conservation Biology*, 6(4):513–519.
- PULLIAM, R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3: 349-361.
- R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RUSHTON, S. P.; STEPHEN, J.; ORMEROD, A.; G. KERBY. 2004. "New paradigms for modelling species distributions?." *Journal of applied ecology* 41(2): 193-200.
- SAUPE, E.E.; BARVE, V.; MYERS, C.E.; SOBERÓN, J.; BARVE, N.; HENSZ, C.M.; PETERSON, A.T.; OWENS, H.L.; LIRA-NORIEGA, A. 2012. Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling*, 237-238:11-22.
- SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS - SRH/MMA. 2003. *Divisão Hidrográfica Nacional - Ottobacias do Brasil*. Brazil, South America.
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. 2005. *Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade*. Belo Horizonte: Smith & Green, 1:79–86.
- SMOLIK, M. G.; DULLINGER, S.; ESSL, F.; KLEINBAUER, I.; LEITNER, M.; PETERSEIL, J.; STADLER, M.; VOGL, G. 2010. Integrating species distribution models and interacting particle systems to predict the spread of an invasive alien plant. *Journal of Biogeography*, 37(3): 411–422.
- SOBERÓN, J. M. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography*, 33(1):159-167.
- SOBERON, J.; PETERSON, A. Townsend. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas.

- TOOR, M. L.; KRANSTAUBER, B.; NEWMAN, S. H.; PROSSER, D. J.; TAKEKAWA, J. Y.; ROBERT G. T.; WIKELSKI, W. M.; SAF, K. 2018. Integrating animal movement with habitat suitability for estimating dynamic migratory connectivity. *Landscape Ecology*, 33:879–893.
- YOUNG, COLOMA, L. A.; RON, S.; MARCA, E. L.; MEYER, J. R.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOZ, F.; CHAVES, G.; E., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W.; CEDEÑO, J. R.; ROMO, D. 2008. Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15(5):1213–1223.
- ZIMMERMANN, N. E.; EDWARDS-JR., T. C.; GRAHAM, C. H.; PEARMAN, P. B.; SVENNING, J. C. 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33:985–989.

4. PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA OBTENÇÃO DE INFORMAÇÕES A SEREM USADAS NA REAVALIAÇÃO DOS ANFÍBIOS NA CATEGORIA DADOS INSUFICIENTES (DD) DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Os anfíbios são os vertebrados mais ameaçados do mundo e ainda 22% das espécies são classificadas na categoria Dados Insuficientes (DD), o que potencialmente subestima o número de espécies consideradas ameaçadas. O Brasil possui a maior riqueza de anfíbios do mundo, e tem 17% dos anfíbios na categoria DD. O maior número de anfíbios brasileiros na categoria DD ocorre na Mata Atlântica. Este estudo teve como objetivo identificar quais aspectos biológicos e ecológicos das espécies de anfíbios da Mata Atlântica classificados como DD são desconhecidos, além de estimar a área de ocupação (AOO) destas espécies utilizando modelos de distribuição para priorizar áreas com maior potencial informativo, que por sua vez, subsidia estudos futuros e avaliações criteriosas sobre os riscos de extinção. Atualmente, são listados 121 espécies de anfíbios de Mata Atlântica na categoria DD. Para o levantamento dos dados adicionais visitamos 12 coleções científicas e fizemos um levantamento bibliográfico no site de busca Scholar Google, buscando-se pelo nome de cada espécie, e sinônimo quando necessário. Os modelos de distribuição de espécies foram gerados utilizando o framework proposto no capítulo anterior. A análise de priorização foi realizada utilizando o algoritmo “Zonation” e os modelos de 115 espécies de anfíbios DD da Mata Atlântica. Foram ajustadas duas análises de priorização, sendo uma análise de incerteza e uma de oportunidades. Os resultados permitiram quantificar as áreas e identificar os municípios e as Unidades de Conservação com valor de prioridade maior que 80%. O levantamento bibliográfico e a produção de 115 modelos de distribuição aumentou consideravelmente o conjunto de informações disponíveis, incluindo registros de ocorrência de espécies para as quais não se dispõe de localidade tipo, porém lacunas de informação ainda permanecem, principalmente quanto à fecundidade e abundância local. A priorização da análise de incertezas indicou 634.101 km² e 180 municípios. A análise de oportunidade indicou 634.720 km² e 185 municípios com prioridade para estudos, incluindo áreas em outros biomas que podem contribuir com informações a respeito dos anfíbios DD de Mata Atlântica. A análise de priorização indicou maior número de áreas em RPPN para as regiões Nordeste e Sul e em APA para a região Sudeste. A busca por informações sobre as espécies, o uso de ferramentas e a adequação dessas contribuíram para um novo panorama de informações disponíveis sobre estas espécies, permitindo o direcionamento das áreas prioritárias para estudos e melhorias na avaliação do risco de extinção. Assim, sugerimos que as informações aqui geradas possam ser incorporadas no planejamento para a conservação de anfíbios na Mata Atlântica, além de servir de modelo para outras espécies e grupos taxonômicos, reduzindo lacunas e incertezas no processo de avaliação das espécies ameaçadas.

Palavras-chave: Lacunas de informação, Melhorar a avaliação de espécies, Planejamento Sistemático da Conservação, análise de incerteza

Abstract

Amphibians are the most threatened vertebrate in the world and also have 22% of the species among the category Data Deficient (DD), which potentially underestimates the number of species considered endangered. Brazil has the greatest amphibians richness in the world, and has 17% of the amphibians among the DD category. The majority of Brazilian amphibians classified as DD occur in the Atlantic forest. This study aimed to identify which biological and ecological aspects of amphibian species of the Atlantic Forest classified as DD are unknown, besides to estimate the occupation area (AOO) of these species using distribution models to prioritize areas with greater information potential, which in turn, subsidizes future studies and judicious assessments of the extinction risks. Currently, 121 species of Atlantic Forest amphibians are listed in DD category. For additional data we visited 12 scientific collections and made a bibliographical survey on Google

Scholar, searching the name of each species, and a synonym when necessary. Species distribution models were generated using the framework proposed in the previous section. The prioritization analysis was performed using the algorithm "Zonation" and models of 115 species of amphibians DD of the Atlantic forest using the adaptive framework. Two prioritization analyses were performed, being an analysis of uncertainty and another of opportunities. The results allowed quantifying the areas and identifying the municipalities and Conservation units with priority value greater than 80%. The literature review and the production of 115 distribution models considerably increased the range of available information, including occurrence records of species for which no type locality is available, but information gaps still remain, mainly regarding local fecundity and abundance. The prioritization of the uncertainty analysis indicated 634.101 km² and 180 municipalities. The opportunity analysis indicated 634.720 km² and 185 municipalities with study area priorities, including areas in other biomes that could contribute to information regarding DD amphibians of the Atlantic forest. The prioritization analysis indicated a greater number of areas in RPPN for Northeast and South Brazil and in APA to the Southeast region. The search for information about the species, the use of tools and the appropriateness of these contributed to a new set of information available on these species, enabling to target priority areas for studies and improvements in the assessment of risk of extinction. It is suggested that this is a strategy easily applied to different taxonomic groups, regions and scales. Assessing uncertainties and bridging knowledge gaps contributes effectively to biodiversity conservation.

Keywords: Information Gaps, Improving Species Assessment, Systematic Conservation Planning, Uncertainty Analysis

4.1. Introdução

Na prática, a biologia da conservação traduz em ações e políticas o conhecimento existente sobre as ameaças à biodiversidade (Soulé, 1985; Di Marco *et al.*, 2017). Uma das ferramentas mais importantes utilizadas para definir as ações de conservação é a lista vermelha da IUCN (Butchart e Bird, 2010; IUCN, 2001; Mace *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2006), que classifica as espécies em termos de risco de extinção, utilizando principalmente dados de distribuição geográfica (critério B) e dados populacionais (critérios A, C, D e E) (IUCN, 2001). Dessa forma, a lista vermelha organiza as espécies de acordo com sua prioridade de conservação, classificando-as em sete categorias, que variam de “Menos preocupante” (Least concern; na prática, não ameaçada) a “Extinta”. Entretanto, existem espécies pouco conhecidas pela ciência, para as quais as informações disponíveis ainda são inadequadas para avaliar seu risco de extinção, sendo, portanto classificadas como “Dados insuficientes” (DD, *Data Deficient*) (IUCN, 2001).

Com a avaliação global dos anfíbios (IUCN, 2013) foi possível identificar que esse grupo taxonômico, além de serem os vertebrados mais ameaçados do mundo, com 41% das espécies em alguma categoria de ameaça (Hoffman *et al.*, 2010), podem ter sua proporção de espécies ameaçadas subestimada devido à insuficiência de dados para 22,5% das espécies (Vié *et al.*, 2008). Dessa forma, as espécies com dados insuficientes podem introduzir uma considerável incerteza nas estimativas do grau de ameaça da biodiversidade, afetando decisões sobre como e onde investir recursos para a conservação (Butchart e Bird, 2010). No Brasil, o país com a maior riqueza de anfíbios do mundo, a proporção de espécies ameaçadas deve estar subestimada,

devido à insuficiência de dados para 17% das 973 espécies avaliadas no ciclo de avaliação das espécies que se encerrou em 2014 (ICMBio, 2014). Evidentemente, ignorar as incertezas a respeito das ameaças dessas espécies não é o melhor caminho para conservá-las, sendo necessário ter maior clareza do que já sabemos e o que ainda precisamos saber para tomar as melhores decisões (Ben-Haim, 2001). Quando a informação é escassa, ela deve ser valorizada, de modo que uma pequena dica possa levar a uma linha de ação diferente, indo do fracasso ao sucesso (Ben-Haim, 2001).

Para elaborar ações de conservação para anfíbios, são necessários estudos que busquem compreender os processos e fatores reguladores de suas populações (Young *et al.*, 2001; Bradfield, 2004; Silvano e Segalla, 2005). No caso de anfíbios de ambientes florestados, que dependem de habitats especializados para a reprodução, a compreensão de suas exigências e a identificação dos habitats de alta qualidade é necessária para proteger áreas que contenham habitats críticos, de forma a aumentar as chances de manutenção de populações viáveis (Zimmerman e Birregaard, 1996; Knutson *et al.*, 1999; Semlitsch, 2003). Assim, para a conservação de anfíbios, áreas de tamanho restrito, mas com alta riqueza, têm sido identificadas como prioritárias para a conservação (Leme *et al.*, 2014). De forma complementar, outro grande desafio é identificar áreas adequadas para espécies com ausência de informações (Alves *et al.*, 2008; Vale *et al.*, 2007). As espécies classificadas como DD, por definição, são pouco conhecidas, logo a compilação de informações sobre essas espécies não é uma tarefa fácil e, geralmente, requer um investimento considerável de trabalho de campo para se adquirir um conhecimento suficiente que permita melhorar sua avaliação.

Diante da crescente demanda por conservação, foram desenvolvidos mecanismos e ferramentas para priorizar ações, otimizando esforços e recursos (Kremen *et al.*, 2008). Nesse sentido, modelos de distribuição de espécies vêm sendo amplamente utilizados para prever possíveis locais ocupados pelas espécies, e assim poupar esforços de campo (Peterson *et al.*, 2011). O conhecimento da distribuição das espécies é necessário para responder muitas questões práticas a respeito da conservação da biodiversidade, tais como avaliação do risco de extinção das espécies, delimitação de limites de reservas, manejo de habitat, estratégias de restauração, planos de conservação para espécies e habitats e a previsão dos efeitos das alterações ambientais sobre as espécies e os ecossistemas (Rushton *et al.*, 2004; Franklin, 2009).

Um mecanismo que processa essas informações para traçar estratégias de conservação é o planejamento sistemático da conservação (PSC), que pode ser entendido como um processo que fornece uma base necessária para definir e atingir ações de conservação. Contudo, para se atingir os objetivos, o planejamento da conservação deve lidar não apenas com a localização das

reservas em relação aos padrões físicos e biológicos naturais, mas também com o desenho de reservas, que inclui variáveis como tamanho, conectividade, replicação e alinhamento das fronteiras (Margules e Pressey, 2000). Para lidar com tamanha complexidade, foram desenvolvidas ferramentas de priorização, como o algoritmo *Zonation* (Moilanen *et al.*, 2009). Esse algoritmo foi desenvolvido para a resolução de problemas relativos à alocação espacial de recursos para conservação (Moilanen, 2007; Moilanen *et al.*, 2014). Um problema comum encontrado nos dados utilizados no planejamento para a conservação é a falta de dados ou a baixa acurácia das informações de distribuição das espécies. Sendo assim, o algoritmo *Zonation* pode ser programado para considerar essas incertezas e fazer uma compensação entre a qualidade e a incerteza dos dados. Idealmente, esse processo identifica áreas que garantem alta qualidade biológica, apesar de alguma incerteza nos dados avaliados (Kukkala e Moilanen, 2012).

As ações de conservação da biodiversidade baseiam-se fortemente no risco de extinção das espécies (Miller *et al.*, 2006), e projeções indicam que as principais ameaças aos anfíbios irão aumentar em gravidade, o cenário para a conservação das espécies desse grupo é preocupante (Hof *et al.*, 2011). Isso torna necessário e urgente o desenvolvimento de pesquisas e o esclarecimento do real estado de conservação das espécies classificadas como DD (Moraes *et al.*, 2013), que geralmente não recebem a devida atenção (Brito, 2010; Howard e Bickford, 2014), embora haja recomendações explícitas de que as espécies DD devam ser tratadas como se fossem ameaçadas em ações de conservação (e. g., Butchard e Bird, 2010; IUCN, 2012). Assim, a avaliação cuidadosa das poucas informações disponíveis e a indicação precisa das informações ausentes sobre estas espécies são necessárias para avançar no processo de avaliação o estado de conservação das mesmas. Vale ressaltar que, à medida que as lacunas de conhecimento diminuem, uma espécie hoje categorizada como DD pode ser recategorizada tanto como LC como em qualquer categoria de ameaça (Criticamente ameaçada, Em perigo e Vulnerável) ou até mesmo como Extinta.

Neste estudo, identificamos quais aspectos biológicos e ecológicos das espécies de anfíbios da Mata Atlântica classificados como DD são atualmente desconhecidos e modelamos a distribuição geográfica para estimar a área de ocupação (AOO) de cada espécie ao longo do bioma. A partir disso, priorizamos as áreas com maior potencial informativo para subsidiar estudos futuros e avaliações criteriosas sobre o estado de conservação destas espécies. Para tanto, realizamos buscas exaustivas por informações biológicas de cada espécie de anfíbio DD da Mata Atlântica, de modo a aumentar a confiabilidade das predições de distribuição e possibilitar a priorização de áreas com maior potencial para fornecer as informações necessárias.

4.2. Método

4.2.1. Área de estudo

A Mata Atlântica mantém uma das maiores riquezas de espécies e taxas de endemismo do planeta (Myers *et al.*, 2000). Abriga cerca de 540 espécies de anfíbios, o que representa cerca de metade da fauna de anfíbios brasileiros, incluindo mais de 470 espécies endêmicas a esse bioma (Segalla *et al.*, 2012). A alta diversidade da Mata Atlântica deve-se, principalmente, ao relevo altamente acidentado e as barreiras geográficas, o que isolam populações, causando eventos de especiação e originando endemismos (Ledru *et al.*, 2009). A fisionomia estratificada do bioma permite que os anfíbios explorem o ambiente de forma diversificada, no espaço e no tempo, o que favorece a evolução de modos reprodutivos especializados, bem como a ocupação de diferentes microhabitats (Haddad e Prado, 2005; Wells, 2007).

Contudo, grande parte da cobertura original de Mata Atlântica foi submetida a uma grande degradação causada pela intensa atividade agropecuária e pela construção dos maiores centros urbanos do país, fragmentando habitats e eliminando muitas espécies (Morellato e Haddad, 2005). Com isso, a Mata Atlântica está entre os *hotspots* mais ameaçados do planeta (Myers *et al.*, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009). Atualmente, restaram apenas 11% de sua cobertura original e 80% dos remanescentes são fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro *et al.*, 2009). Como consequência dessa degradação, 83% das espécies de anfíbios brasileiros que estão classificados em alguma categoria de ameaça ocorrem na Mata Atlântica (ICMBio, 2014), e mesmo com a fauna mais bem conhecida do país (Araujo *et al.*, 2009), esse é o bioma com o maior número de anfíbios listados como DD (ICMBio 2014).

4.2.2. Espécies de estudo

Atualmente, são listadas 121 espécies de anfíbios de Mata Atlântica na categoria DD, sendo 111 espécies da classe Anura, com 14 famílias e 39 gêneros, e dez espécies da classe Gymnophiona, com três famílias e cinco gêneros (Anexo E). Para essas espécies estão ausentes informações sobre sua biologia e distribuição (Silvano e Segalla, 2005; Dixo e Verdade, 2006).

Para elaborar os modelos de distribuição dessas espécies, os registros de ocorrência utilizados foram disponibilizados pelo Instituto RAN-ICMBio (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), aqueles encontrados na literatura científica e em 12 coleções científicas (MNRJ, Lab. De Herpetologia – UNESP/CFBH, MZUSP, MCT – PUCRS, MHNCI, Fundação ZOObotânica – RS, MZ João Moojem – UFV, UFMG, ZUEC, Seção de Herpetologia – UFAL,

CHNUPI e Coleção de anfíbios – UFBA) visitadas durante este estudo. Também organizamos um banco de dados com as informações de biologia das espécies. A base de dados inicial foi a mesma utilizada nas oficinas de avaliação do estado de conservação dos anfíbios, conduzidas pelo ICMBio entre 2010 e 2014. Após a organização das informações obtidos nas fichas do ICMBio, foi realizado um levantamento bibliográfico no site de busca *Scholar Google*, utilizando para busca o nome de cada espécie e sinônimos, quando necessário.

4.2.3. Modelos de distribuição de espécies

4.2.3.1. Registros de ocorrência

Para garantir a qualidade das estimativas dos modelos de distribuição das espécies, os registros que não representaram informação ambiental real (p. ex., a coordenada geográfica localiza-se em áreas alteradas como estradas, plantações, áreas urbanas, etc.) foram descartados (Araújo e Guisan, 2006). O viés amostral associado à autocorrelação espacial foi eliminado pelo componente espacial, excluindo os registros que estavam próximos entre si em um raio de 3 km. Essa distância foi definida considerando o pequeno tamanho e a filopatria das espécies (Blaustein *et al.*, 1994). Como se trata de espécies com poucos registros de presença disponível, a técnica de “Kfold” foi utilizada para a partição dos dados de presença para teste e treino dos modelos. Dessa forma, cada reamostragem foi realizada com a separação de um registro para teste e todos os outros para treino. Assim, o número de reamostragens foi determinado pela quantidade de registros de ocorrência disponíveis para a modelagem (Pearson *et al.*, 2007).

4.2.3.2. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais utilizadas foram as variáveis bioclimáticas (versão 2) adquiridas na plataforma suporte *WorldClim* (Fick e Hijmans, 2017), e a porcentagem de cobertura arbórea (*Treecover*) adquirida na plataforma USGS (Hansen *et al.*, 2013), todas com resolução espacial de 30 arc-segundos ($\sim 1 \text{ km}^2$). As variáveis utilizadas para cada espécie foram escolhidas com base nos requerimentos biológicos das espécies (Araújo e Guisan, 2006). O espaço geográfico foi definido para cada espécie conforme o framework de modelagem adaptativa proposto no capítulo anterior. As variáveis selecionadas foram recortadas pelo espaço geográfico e selecionadas pela análise de correlação de Pearson, mantendo apenas as variáveis com valor de correlação entre -0.7 e 0.7 (Becker *et al.*, 1988).

4.2.3.3. Procedimentos de modelagem

Para garantir maior confiabilidade à predição das áreas de adequabilidade ambiental à ocorrência, os modelos foram produzidos por um conjunto de algoritmos (Bioclim, Domain, Maxent, RandomForest e SVM). Os modelos de previsão resultantes foram combinados para gerar um único modelo de consenso (Marmion *et al.*, 2009), sendo este uma média ponderada pelos valores de AUC (*Area Under Curve*) gerados por cada algoritmo. A escolha dos algoritmos foi baseada nas seguintes abordagens: dados de presença - Bioclim (Loiselle *et al.*, 2002), Domain (Hirzel *et al.*, 2002) e SVM (Drake *et al.*, 2006) - e de presença e pseudo-ausência - Maxent (Phillips *et al.*, 2006) e RandomForest (Breiman, 2001). Para as espécies com quatro ou menos registros de ocorrência no banco de dados, utilizamos um algoritmo mais simples, o de distância ambiental (função geoIDW), implementado pelo pacote “Dismo” (Hijmans *et al.*, 2017). O número reduzido de registros de presença também limitou a quantidade de variáveis ambientais utilizadas. Nesses casos, padronizamos utilizamos apenas 3 variáveis ambientais.

Os valores de AUC e TSS foram utilizados para avaliar o desempenho dos modelos. A AUC é a probabilidade de escolha aleatória de dados de presença classificados sobre pontos aleatórios (Fielding e Bell, 1997) e a TSS (*True Skill Statistic*) pondera a habilidade do modelo em discriminar entre presença/ausência (Allouche *et al.*, 2006). Os modelos de consenso que apresentaram desempenho com AUC e TSS $\geq 0,7$ foram aceitos.

A distribuição das espécies foi acessada por meio da área de ocupação (AOO; cf. IUCN, 2013). Essa área foi calculada, para os modelos de consenso, utilizando o limiar mínimo de corte, que é o menor valor de adequabilidade previsto para os pontos de ocorrência. Para os modelos de distribuição mais simples, ajustados com o algoritmo de distância, o limiar de corte foi 0,5 que representa 50% da adequabilidade.

4.2.4. Análise de priorização

Para identificar áreas prioritárias para estudos dos anfíbios DDs da Mata Atlântica, analisamos conjuntamente as espécies DDs produzindo um zoneamento hierárquico com o algoritmo Zonation. Essa análise resulta em uma classificação de áreas prioritárias no formato de mapa e curvas de desempenho que podem ser utilizados em processos de tomada de decisão (Moilanen *et al.*, 2009). Além disso, o embasamento teórico utilizado para definir o algoritmo é a teoria de Biogeografia de ilhas; dessa forma, o algoritmo define a prioridade das áreas de acordo com o tamanho e grau de fragmentação das áreas adequadas para as espécies (Moilanen, 2007).

Para a análise de priorização, utilizamos os modelos de distribuição de cada espécie. Como o algoritmo requer que todas as características inseridas tenham as mesmas dimensões, nós criamos um arquivo *raster* com os limites da Mata Atlântica e adicionamos individualmente o modelo de cada espécie. Como máscara de remoção, geramos um *raster* de distância euclidiana de estradas utilizando o *shape* de rodovias (MMA, 2016).

A camada de máscara de remoção determina a sequência de remoção de células na paisagem (Moilanen *et al.*, 2014). Assim, relacionamos as áreas com o potencial de ocorrência (modelos de distribuição) do maior número de espécies DD com a distância das principais estradas a fim de identificar áreas prioritárias de difícil acesso e com potencial de gerar informações sobre as espécies DD.

Como se trata de espécies DD e muitas incertezas são associados aos dados, utilizamos análise de incertezas. O “*Zonation*” possibilita o ajuste de dois tipos de análises de incertezas. O primeiro é uma análise de desconto da distribuição que classifica a paisagem descontando a incerteza associada aos dados, no caso a distribuição das espécies. O segundo é uma análise de oportunidades, que atribui maior valor à baixa incerteza com o objetivo de maximizar a oportunidade de adicionar novas informações. A fonte de incerteza nos dados pode ser tanto da modelagem de distribuição de espécies quanto das ameaças à persistência da espécie na área. Em ambos os casos, a incerteza está relacionada com o fato das áreas serem realmente adequadas para as características da biodiversidade, de forma a garantir a persistência das espécies em longo prazo. Para a nossa análise, as incertezas foram associadas aos modelos de distribuição de espécies de acordo com o método de modelagem utilizado. Assim, os modelos de consenso foram indicados como dados de menor incerteza e os de distância ambiental foram indicados como dados de maior incerteza. Após as análises, selecionamos as áreas com mais de 80% de prioridade e identificamos os municípios e as Unidades de Conservação com alto valor de prioridade.

Realizamos o processamento das imagens, dos dados e dos modelos no ambiente computacional R (R Core Team, 2017), e para as análises de priorização, os projetos e resultados foram processados no R e executados no *Zonation* 4.0 (Moilanen *et al.*, 2014).

4.3. Resultados

A busca por informações resultou na consulta de 596 referências bibliográficas, dentre teses, dissertações e artigos publicados em revistas científicas. Entre essas referências consultadas, apenas 136 continham sobre os anfíbios DD de Mata Atlântica (Anexo J). Nas dez coleções científicas consultadas, encontramos 272 novos registros de 116 espécies DD. Ao

analisar de maneira quantitativa as fichas com as informações utilizadas para a classificação das espécies, as justificativas mais frequentes para classificar a espécie como DD foram: problemas taxonômicos (19 espécies), ausência de registro nos últimos 20 anos (17 espécies) e descrição recente (seis espécies).

A informação mais conhecida sobre a distribuição das espécies foi a localidade-tipo e a menos conhecida foi a distribuição geográfica. O aspecto biológico mais conhecido foi o habitat reprodutivo e o menos conhecido foi a fecundidade das espécies (Figura 10a). Após o levantamento de informações adicionais sobre as DD da Mata Atlântica, e a produção de 115 modelos de distribuição (Anexo L), um novo panorama emergiu (Figura 10b). O tamanho do corpo foi uma informação encontrada para quase todas as espécies, e a AOO pode ser calculada para a maioria das espécies. As informações que continuaram ausentes foram a fecundidade e a abundância local dos indivíduos (Figura 10b).

Figura 10. Quantidade de informações ecológicas, biológicas e de distribuição das espécies de anfíbios DD. a) informações iniciais disponíveis durante a oficina de avaliação das espécies; b) informação atual após revisão bibliográfica, consulta a coleções científicas e estimativas da distribuição.

Apenas seis espécies não tiveram as suas distribuições modeladas, sendo quatro de gimnofionas (*Caecilia armata*, *Microcaecilia supernumeraria*, *Siphonops leucoderus* e *Chthonerpeton exile*) e duas de anuros (*Aplastodiscus musicus* e *Cycloramphus granulatus*). As primeiras não tiveram a sua distribuição modelada porque não apresentam localidade-tipo definida e nem novos registros de ocorrência. Após, o levantamento de dados realizado nas coleções e em revistas científicas, foi encontramos cinco registros de ocorrência para *Chthonerpeton braestrupii*, que não tem a sua localidade tipo definida. Tais registros foram realizados nos anos de 1999, 2003, 2005 e 2009, nos municípios de Magé, São João da Barra, Quisamã (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba) e Cachoeiras de Macacu (Reserva Ecológica de Guapiaçú), todos municípios do estado do Rio de Janeiro. Dessa forma, ajustamos um modelo de consenso para prever as áreas de distribuição dessa espécie. Além disso, os modelos de distribuição ajustados para as espécies *Aplastodiscus*

musicus e *Cyclorampus granulatus* não apresentaram bom desempenho, com valores de $AUC \leq 0,7$ ($AUC = 0,58$ e $0,56$, respectivamente), o que indica baixo desempenho do modelo. Portanto, estes modelos não foram utilizados nas análises seguintes e nem para descrever a distribuição dessas espécies.

A priorização da análise de incertezas, que descarta as incertezas nos dados, identificou áreas que somam 634.101 km^2 , priorizando 180 municípios. Já a análise de oportunidade, que pondera as incertezas, identificou áreas que somam 634.720 km^2 , priorizando 185 municípios ao longo de toda a extensão da Mata Atlântica (Figura 11).

Adicionalmente, a análise de priorização indicou duas áreas fora do bioma Mata Atlântica que podem contribuir com informações a respeito dos anfíbios DD. Na região da Caatinga foram priorizadas áreas de oito municípios, Carinhanha, Guanambi, Petrolândia e Paulo Afonso no estado da Bahia, os municípios de Poço Redondo e Porto da Folha no estado de Sergipe, o município de Olho D'água das Flores no estado de Alagoas e o município de São Bento do Una no estado de Pernambuco. No bioma Cerrado foram priorizadas áreas em cinco municípios do estado de Minas Gerais: Manga, Itacarambi, Januária, Diamantina e Gouvêa.

Figura 11. Mapas resultantes das análises de priorização: a) análise de priorização que descarta a incerteza; b) análise de oportunidade.

Assim, 25 espécies ocorrem na região Nordeste, 72 espécies na região Sudeste e 19 espécies na região Sul. Acompanhando o número de espécies de cada região, a soma das áreas prioritárias e o número de municípios para melhorar a avaliação dessas espécies foram maior na região Sudeste, e menor nas regiões Nordeste e Sul (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados da análise de priorização para novos estudos de anfíbios DD da Mata Atlântica por região geopolítica.

Áreas prioritárias para melhorar a avaliação dos anfíbios - Mata Atlântica				
Região	Oportunidade		Sem incertezas	
	Área (km ²)	Nº de municípios	Área (km ²)	Nº de municípios
Nordeste	141.775	62	126.561	53
Sudeste	317.435	81	351.469	90
Sul	174.910	42	156.071	37

A análise de priorização indicou diferentes tipos de Unidades de Conservação (UC) para as diferentes regiões. Nas regiões Nordeste e Sul, as áreas em Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) foram as mais indicadas, enquanto para a região Sudeste foram as áreas em APA (Figura 12).

Figura 12. Quantidade de e tipos de UCs indicadas como prioritárias para melhorar a avaliação das espécies de anfíbios DDs da Mata Atlântica, por região. RPPN – Reserva Particular de Patrimônio Natural; APA – Área de Preservação Permanente, Parna – Parque Nacional, MN – Parque Natural Municipal, Flona – Floresta Nacional, RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Rebio – Reserva Biológica, Revis – Refúgio da Vida Silvestre, Resex – Reserva Extrativista, ARIE – Área de Relevante Interesse Ecológico, Esec – Estação Ecológica.

4.3.1. Nordeste

Das 25 espécies de anfíbios DD que ocorrem na Mata Atlântica da região Nordeste, 24 são anuros pertencentes a 9 famílias e 14 gêneros. A família Hylidae é a que tem o maior número de espécies (11 spp.), seguida pela família Microhylidae (4 spp.). As demais famílias de anuros têm

apenas uma ou duas espécies. *Chthonerpeton noctinectes* é a única espécie de gimnofiona classificada com DD que ocorre na região.

O principal motivo da categorização como DD nesta região é a ausência de informação a respeito da distribuição geográfica. Contudo, os modelos de distribuição de espécies possibilitaram calcular a AOO para todas as espécies da região nordeste que tiveram a sua distribuição modelada, com exceção de *Leptodactylus ochraceus*. A AOO estimada para seis espécies (*Gastrotheca flamma*, *Phyllodytes punctatus*, *Chiasmocleis gnoma*, *Chiasmocleis Sapiranga* e *Chthonerpeton noctinectes*) foi menor que 700 m². E as maiores AOOs estimadas foram para as espécies (*Allobates alagoanus* e *Phasmahyla timbo*) (Anexo F). Outras informações ausentes são a taxa de fecundidade, conhecida apenas para *Boana freicanecae*, e a abundância local das espécies, conhecida apenas para *Allophryne relict*a e *Cycloramphus migueli*.

Para três espécies (*Haddadus plicifer*, *Leptodactylus hylodes* e *Leptodactylus ochraceus*) não existe registro há mais de 90 anos e somente o holótipo é conhecido. Outras três espécies (*Allobates alagoanus*, *Gastrotheca fissipes*, *Olohygon skuki*) apresentam problemas taxonômicos e outras duas foram recentemente descritas (*Dendrophryniscus oreites* e *Olohygon muriciensis*). As justificativas dadas pelos especialistas para classificar *Sphaenorhynchus botocudo* como DD são o pouco conhecimento de sua distribuição e fato de que na região em que ela ocorre a vegetação nativa está sendo substituída por silvicultura.

4.3.2. Sudeste

A região Sudeste é a que detém o maior número de espécies classificadas como DD, com 72 espécies que pertencem a 13 famílias e 30 gêneros. A família Hylidae também é a que tem o maior número de espécies (23 spp.), seguida pela família Hylodidae (14 ssp.), as famílias Bufonidae, Craugastoridae e Odontophrynidae com duas espécies, e as famílias Aromobatidae, Eleutherodactylidae, Hemiphractidae e Microhylidae com apenas uma espécie. *Mimosiphonops vermiculatus* é a única espécie de gimnofiona classificada com DD que ocorre na região. Do total de espécies registradas para a região, 10 apresentam problemas taxonômicos, sendo que *Ischnocnema lactea* teve sua taxonomia definida recentemente (Silva-Soares *et al.*, 2018). Outras nove espécies não tiveram registro nos últimos 20 anos, três espécies foram recém-descritas, e outras três tem a sua área de ocorrência pouco amostrada. Além disso, uma espécie (*Olohygon heyeri*) pode estar sofrendo com mudanças de uso da terra. Para as demais espécies, a ausência de informação a respeito da AOO foi o principal motivo.

Os modelos de distribuição das espécies da região Sudeste estimaram AOO maior que 100 km² para 14 espécies e entre 100 e 500 km² para 12 espécies. Vinte e quatro espécies tiveram

a AOO estimada entre 500 e 10.000 km², 12 espécies entre 10.000 e 50.000 km² e cinco espécies (*Phyllodytes maculosus*, *Olohygon arduous*, *Scinax caldarum*, *Hylodes amnicola* e *Leptodactylus cupreus*) tiveram a AOO estimada em mais de 50.000 km². As lacunas de informações mais frequentes para as espécies do sudeste foram a fecundidade e a abundância local dos indivíduos. Mais da metade (60%) das espécies ocorrem em altitudes superiores a 800 m (Anexo G).

4.3.3. Sul

A região Sul é a que possui menos espécies classificadas como DD, com apenas 19 espécies, 17 da ordem Anura, com 9 famílias e 13 gêneros. A família com o maior número de espécies é Cycloramphidae (6 spp.), seguida por Hylidae (4 spp.) e Bufonidae (3 spp.). As demais famílias (Brachycephalidae, Centrolenidae, Leptodactylidae e Microhylidae) têm apenas uma espécie. A ordem Gymnophiona tem duas espécies classificadas como DD na região Sul, uma da família Caecilidae e outra de Typhlonectidae. De todos esses anfíbios, para cinco espécies (*Dendrobrynisus stawiarskyi*, *Cycloramphus cedrensis*, *Cycloramphus mirandaribeiroi*, *Phrynomedusa appendiculata* e *Physalaemus insperatus*) não existe registro há mais de 30 anos, e outras cinco (*Vitreorana parvula*, *Cycloramphus valae*, *Scinax dolloi*, *Oscacilia hypereumeces*, *Chthonerpeton viviparum*) têm problemas taxonômicos. Apenas uma espécie é recém-descrita (*Melanophryniscus alipioi*).

A maior parte das espécies da região Sul tiveram poucos registros de ocorrência e apenas *Cycloramphus asper* teve a sua distribuição estimada pelo conjunto de algoritmos (44.557,99 km²). A espécie que teve a menor AOO estimada foi *Oscacilia hypereumeces* (23,78 km²). *Ischnocnema paranaensis* foi a espécie com a segunda menor AOO (2.758,89 km²). As demais espécies tiveram estimativas da AOO maiores que 5.000 km², mesmo com poucos registros.

A região Sul foi a que mais apresentou lacunas de informação sobre os aspectos reprodutivos das espécies. Assim, é desconhecido o modo reprodutivo de *Dendrobrynisus stawiarskyi*, *Melanophryniscus alipioi* e *Vitreorana parvula*. Também é desconhecido o habitat reprodutivo de *Dendrobrynisus stawiarskyi*, *Bokermannohyla langei*, *Scinax dolloi* e *Physalaemus insperatus*. Além disso, a taxa de fecundidade somente é conhecida para duas espécies, *Boana sttela* e *Elachistocleis erythrogaster*, enquanto a abundância local é desconhecida para todas as espécies. Metade (50%) das espécies nesta região ocorrem em altitudes superiores a 800 m (Anexo H).

4.4. Discussão

A abordagem aqui adotada para os anfíbios classificados como DD na Mata Atlântica, com a busca por informações em diferentes fontes e o uso e a adequação de ferramentas para melhorar as informações disponíveis sobre elas, foi o primeiro passo para a redução das lacunas

de conhecimento e elaboração de uma proposta de direcionamento de ações de pesquisa. Os resultados deste estudo possibilitam uma melhor avaliação do estado de conservação das espécies DD, o que certamente resultará na reavaliação de várias espécies, culminando com a sua remoção dessa categoria. Além de apontar várias áreas prioritárias para pesquisas visando diminuir as lacunas de conhecimento (Figura 11), este estudo mostrou que a maior lacuna de informações sobre os anfíbios de Mata Atlântica são dados de abundância e aqueles relacionados à reprodução. Apontou as RPPNs para as regiões Nordeste e Sul, e as APAs para a região Sudeste como as unidades de conservação mais importantes para a obtenção de informações para as espécies DD. Embora, a falta de conhecimento sobre abundância e distribuição das espécies sejam considerados um problema óbvio para a conservação (Meir *et al.*, 2004; Fagan *et al.*, 2005; Laurance, 2005; Verdade *et al.*, 2012), a principal contribuição do presente estudo foi identificar melhor essas lacunas e indicar áreas nas quais pesquisas futuras podem fornecer informações cruciais para diminuí-las.

As espécies DD com problema taxonômico atualmente representam apenas 13,22% do total de espécies conhecidas para a Mata Atlântica. Contudo, a combinação dessa situação com o grande número de espécies que apresentam aspectos biológicos desconhecidos, contribui para o aumento das incertezas no momento de avaliar o estado de conservação e, no momento de identificar e quantificar as ameaças dessas espécies. Uma vez que, as espécies com problemas taxonômicos e com dados ausentes são desconsideradas em análise que estimam o risco de extinção regional ou global (Hanken, 1999; Alroy, 2015). Alroy (2015), em uma análise global do risco de extinção dos anfíbios, concluiu que a real dimensão e causa global da extinção em massa de anfíbios permanecerão incertas, devido às regiões tropicais terem grandes lacunas de conhecimento. Por isso, reduzir os problemas taxonômicos das espécies brasileiras torna-se uma necessária contribuição para a conservação.

Os dados de coleções científicas são de extrema importância para o conhecimento da distribuição das espécies, sendo, muitas vezes, os únicos dados disponíveis sobre as mesmas. Os dados de coleções guardam registros históricos e de reamostragem de uma mesma área de estudo. Foi a partir do estudo de registros em museus que o primeiro declínio populacional de uma espécie foi detectado (Shaffer *et al.*, 1998). Esse é o caso de *Aplastodiscus musicus*, descrita em 1948, que não tem sido registrada nas últimas décadas, mesmo com esforços de amostragem na região de ocorrência. Um exemplo adicional é *Cycloramphus granulatus*, que teve registros frequentes e abundantes no início do século 20, porém seu último registro em coleção é datado de 1965. Assim, tais exemplos são evidências de possíveis extinções locais e declínios populacionais,

conclusões que é possível estender para outras espécies de anfíbios DD que não são registrados há algumas décadas.

Informações demográficas e de autoecologia das espécies são fundamentais para a avaliação do risco de extinção e evidências de declínios (Verdade *et al.*, 2012). Os critérios A, C e D da lista vermelha da IUCN, consideram informações como tamanho da população e evidências ou estimativas de declínio populacional. Contudo, essas informações são as mais ausentes, com apenas 11% das espécies DD da Mata Atlântica contendo registros na literatura sobre a fecundidade e a abundância local, informações que podem auxiliar na aplicação desses critérios. Mesmo assim, para essas poucas espécies, essas informações devem ser estudadas e monitoradas em campo para que sejam efetivamente úteis no processo de avaliação. Além disso, a ausência dessas informações prejudica a compreensão do real impacto da perda e fragmentação de habitats sobre as populações de anfíbios, assunto pouco explorado na literatura científica brasileira (Verdade *et al.*, 2012; Ferrante *et al.*, 2017) e, portanto, pouco utilizado nos processos de avaliação do estado de conservação das espécies. Vale destacar que a fragmentação e a perda de habitat são ameaças dominantes à biodiversidade (Monastersky, 2014).

Os modelos de distribuição podem auxiliar no processo de avaliação do estado de conservação das espécies em dois momentos: num primeiro momento, para estimar a AOO, melhorando o conhecimento da distribuição atual da espécie; e, num segundo momento, para avaliar a adequabilidade ambiental e identificar possíveis ameaças nas áreas com potencial de ocorrência das espécies. Em ambos os casos, o uso de modelos de distribuição pode levar a mudanças na categorização das espécies, por fornecerem melhores estimativas sobre a AOO das mesmas. Outra utilidade dos modelos de distribuição de espécies usados neste estudo é a priorização das áreas de ocorrência provável das espécies DD, para indicar áreas com potencial de fornecer informações adicionais sobre essas espécies e, assim, direcionar esforços para levantamentos e pesquisas de campo sobre sua biologia. O uso do algoritmo Zonation como uma análise que pode auxiliar no direcionamento de esforços de pesquisa é apenas sugerido por Lehtomäki e Moilanen (2013), mas colocado em prática neste estudo.

A priorização de áreas para a conservação é um suporte para decisões de planejamento (Ferrier e Wintle, 2009) e tem como objetivo responder questões sobre quando, onde e como podemos alcançar efetivamente os objetivos de conservação (Pressey *et al.*, 2007; Wilson *et al.*, 2007). Com os resultados deste estudo, tornou-se possível direcionar esforços para adquirir mais informações a respeito das espécies DD, cuja avaliação do estado de conservação fica impedida pela falta de conhecimento. Essas espécies muitas vezes são esquecidas ou deixadas de lado no planejamento de ações de conservação, além de não serem protegidas por lei (Machado *et al.*,

2005). E muitas delas podem vir a se tornar tanto LC como criticamente ameaçada (CR) ou até mesmo Extintas (EX); por esse motivo, existem fortes recomendações para as espécies DD serem tratadas como se fossem espécies ameaçadas (IUCN, 2012). Assim, a priorização das áreas para obter informações sobre as espécies fornecem dados para que as espécies DD sejam incorporadas no PSC. No entanto, tal inclusão deve ser com o propósito de acompanhar a aquisição de informações adicionais exigidas nas áreas priorizadas, garantindo que as informações necessárias para a avaliação do estado de conservação das espécies estejam disponíveis no próximo ciclo de avaliação. Dessa forma, as espécies DD serão tratadas como prioritárias para estudos e, dessa maneira, o papel do pesquisador, das instituições de fomento e órgãos gestores fica mais claro e direcionado para o preenchimento das lacunas de informações sobre as espécies.

Assim, podemos concluir que a busca por informações sobre as espécies, o uso e a adequação de ferramentas nesse estudo contribuíram para: 1) definir um novo panorama de informações disponíveis sobre os anfíbios DD de Mata Atlântica, permitindo o direcionamento das áreas prioritárias para estudos e melhorias na avaliação do estado de conservação dessas espécies; 2) clareza sobre informações relevantes e faltantes como a abundância e os aspectos reprodutivos dos anfíbios DD; 3) destacar o potencial uso de modelos de distribuição das espécies como uma ferramenta para melhorar as informações de distribuição das espécies; e, 4) priorizar as áreas para a obtenção das informações sobre as espécies, facilitando a inclusão das espécies DD no PSC. Assim, sugerimos que as informações aqui geradas possam ser incorporadas no planejamento para a conservação de anfíbios na Mata Atlântica, além de servir de modelo para outras espécies e grupos taxonômicos, reduzindo lacunas e incertezas no processo de avaliação das espécies ameaçadas.

REFERÊNCIAS

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1223-1232.
- ALROY, J. 2015. Current extinction rates of reptiles and amphibians. *PNAS* 112(42): 13003–13008.
- ALVES, J. V.; KOLBEK, R. J.; BECKER, J. 2008. Vascular epiphyte vegetation in rocky savannas of southeastern Brazil. *Nordic Journal of Botany*, 26(1-2): 101–117.
- ARAÚJO M. B.; GUIAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 33:1677-1688.
- ARAÚJO, O. G. DOS S.; TOLEDO, L. F.; GARCIA, P. C. A.; HADDAD, C. F. B. 2009. The amphibians of São Paulo State, Brazil amphibians of São Paulo. *Biota Neotropica*, 9(4): 197–209.
- BECKER, R. A., CHAMBERS, J. M., AND WILKS, A. R. 1988. *The New S language. A programming environment for data analysis and graphics.* Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software. Pacific Grove, California.
- BEN-HAIM, Y. 2001. Decision trade-offs under severe info-gap uncertainty. In *2nd International Symposium on Imprecise Probabilities and their Applications*, Ithaca, New York.
- BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B.; SOUSA, W. P. 1994. Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60–71.
- BREIMAN, L. 2001. *RANDOM FORESTS.* Statistics Department University of California Berkeley.
- BRITO, D.; AMBAL, R. G.; BROOKS, T.; SILVA, N. D.; FOSTER, M.; HAO, W.; HILTON-TAYLOR C. F.; PAGLIA, A. G.; RODRÍGUEZ, H. J. P.; RODRÍGUEZ, J. V. 2010. How similar are national red lists and the IUCN Red List? *Biological Conservation*, 143(5): 1154–1158.
- BUTCHART, S.H.M.; BIRD, J.P. 2010. Data Deficient birds on the IUCN Red List: what do not we know and why does it matter? *Biological Conservation* 143: 239–247.
- Di Marco et al. 2017
- DIXO, M.; VERDADE, V. K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica*, 6:1–20.
- DRAKE, J.M.; RANDIN, C.; GUIAN, A. 2006. Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology*, 43:424–432.
- FAGAN, W. F.; CANTRELL, R. S.; COSNER, C. 2005. How habitat edges change species interactions. *The American Naturalist*, 153:165-182.
- FERRANTE, L.; BACCARO, F. B.; FERREIRA, E. B.; SAMPAIO, M. F. D. O.; SANTOS, T.; JUSTINO, R. C.; ANGULO, A. 2017. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *Journal of Biogeography*, 44(8): 1911-1922.
- FERRIER, S.; WINTLE, B. A. 2009. Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools*, 1-15.
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1): 38-49.
- FRANKLIN, J. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction.* Cambridge University Press, 2010.

- HADDAD, C. F.; PRADO, C. P. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *AIBS Bulletin*, 55(3): 207-217.
- HANKEN, J. 1999. Why are there so many new amphibian species when amphibians are declining?. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(1): 7-8.
- HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change: *Science*, 342(6160): 850-853. Tree cover was obtained from the Global tree cover data (USGS, <https://landcover.usgs.gov/glc/TreeCoverDescriptionAndDownloads.php>).
- HIJMANS, R.J., PHILLIPS, S., LEATHWICK, J. et al. Package “dismo”. 2017. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>>.
- HIRZEL, A. H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D.; PERRIN, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7): 2027–2036.
- HOF, C.; ARAÚJO, M. B.; JETZ, W.; RAHBK, C. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, 480(7378): 516.
- HOFFMANN, M.; HILTON-TAYLOR, C.; ANGULO, A.; BÖHM, M.; BROOKS, T. M.; BUTCHART, S. et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world’s vertebrates. *Science*, 330: 1503–1509.
- HOWARD, S. D.; BICKFORD, D. P. 2014. Amphibians over the edge: silent extinction risk of Data Deficient species. *Diversity and Distributions*, 20:837–846.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes) – MMA. 2014. As Listas das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção vigentes (Portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014). site:<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html> (acesso em: 06/01/2018).
- IUCN. 2001 IUCN Red List Categories and Criteria, 3.1: 30. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN. (2012). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.
- IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- KNUTSON, M. G.; SAUER, J. R.; OLSEN, D. A.; MOSSMAN, M. J.; HEMESATH, L. M.; LANNON, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology*, 13(6): 1437-1446.
- KREMEN, C., CAMERON, A., MOILANEN, A., PHILLIPS, S. J., THOMAS, C. D., BEENTJE, H.; DRANSFIELD, J.; FISHER, B. L.; GLAW, F.; GOOD, T. C.; HARPER, G. J.; HIJMANS, R. J.; LEES, D. C.; LOUIS JR. E.; NUSSBAUM, R. A.; RAXWORTHY, C. J.; RAZAFIMPAHANANA, A.; SCHATZ, G. E.; VENCES, M.; VIEITES, D. R.; WRIGHT, P. C.; ZJHRA, M. L. 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science*, 320(5873): 222-226.
- KUKKALA, A.S., MOILANEN, A., 2012. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88: 443e464.
- LEDRU M.P., MOURGUIART P., RICCOMINI C. 2009. Related changes in biodiversity, insolation and climate in the Atlantic rainforest since the last interglacial. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 271: 140–152.

- LEHTOMÄKI, J.; A. MOILANEN. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47: 128-137.
- LOISELLE, B. A.; HOWELL, C. A.; GRAHAM, C. H.; GOERCK, J. M.; BROOKS, T.; SMITH, K. G.; WILLIAMS, P. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, 17(6): 1591-1600.
- MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. 2005. Lista de Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: incluindo as listas de espécies Quase Ameaçadas e Deficiente em Dados. Belo Horizonte, 46 p.
- MACE, G.; COLLAR, N.; GASTON, K.; HILTON-TAYLOR, C.; AKCAKAYA, H.; LEADER-WILLIAMS, N.; MILNER-GULLAND, E.; STUART, S. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22: 1424-1442.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783): 243.
- MARMION, M.; PARVIAINEN, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R. K.; THUILLER, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15:59-69.
- MEIR, E.; ANDELMAN, S.; POSSINGHAM, H. P. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters*, 7(8): 615-622.
- MILLER, R. M.; RODRÍGUEZ, J. P.; ANISKOWICZ-FOWLER, T.; BAMBARADENIYA, C.; BOLES, R.; EATON, M. A.; GARDENFORS, U.; KELLER, V.; MOLUR, S.; WALKER, S.; POLLOCK, C. 2006. Extinction risk and conservation priorities. *Science*, 313(5786): 441-441.
- MMA. Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos. Ministério do Meio Ambiente, 2016 site: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/ogc.php?> (acesso em: 14/06/2016).
- MOILANEN, A. 2007. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134(4): 571-579.
- MOILANEN, A.; KUJALA, H.; LEATHWICK, J. R. 2009. The Zonation framework and software for conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization*, 196-210.
- MOILANEN, A.; LAITILA, J.; VAAHTORANTA, T.; DICKS, L. V.; SUTHERLAND, W. J. 2014. Structured analysis of conservation strategies applied to temporary conservation. *Biological Conservation*, 170: 188-197.
- MONASTERSKY, R. 2014. Biodiversity: Life--a status report. *Nature*, 516(7530): 158-161.
- MORAIS, A. R.; SIQUEIRA, M.N.; LEMES, P.; MACIEL, N. M.; DE MARCO, JR. P.; BRITO, D. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation*, 166:98-102.
- Morellato e Haddad, 2005
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853.
- PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, 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.
- PETERSON, A.T.; SOBERO, N. J.; PEARSON, R.G.; ANDERSON, R.P.; MARTÍNEZ-MEYER E. 2011. Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press. 328.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231-259.
- PRESSEY, R. L.; CABEZA, M.; WATTS, M. E.; COWLING, R. M.; WILSON, K. A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(11): 583-592.

- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 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(6): 1141-1153.
- RUSHTON, S. P.; STEPHEN, J.; ORMEROD, A.; G. KERBY. 2004. New paradigms for modelling species distributions?. *Journal of Applied Ecology* 41(2): 193-200.
- SEGALLA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; GRANT, T.; HADDAD, C. F. B.; LANGONE, J. A.; GARCIA, P. C. A. 2014. Brazilian Amphibians: List of Species. *Herpetologia Brasileira*, 3:37-48.
- SEMLITSCH, R. D.; BODIE, J. R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17:1219-1228.
- SHAFFER, H. B.; FISHER, R. N.; DAVIDSON, C. 1998. The role of natural history collections in documenting species declines. *TREE*, 13(1): 27-30.
- SILVA-SOARES, T.; MALAGOLI, L.R.; CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U. 2018. On the taxonomy and natural history of the secretive *Ischnocnema lactea* (Miranda-Ribeiro, 1923) (Anura: Brachycephaloidea: Brachycephalidae), *Zootaxa*, 4444(2): 137–153.
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*. Belo Horizonte: Smith & Green, 1:79–86
- SOULÉ, M. E. 1985. What is conservation biology?. *BioScience*, 35(11): 727-734.
- VERDADE, V. K.; VALDUJO, P. H.; CARNAVAL, A. C.; SCHIESARI, L; TOLEDO, L. F.; MOTT, T.. 2012. A leap further: the Brazilian amphibian conservation action plan. *Alytes*, 29(1-4): 28.
- VIÉ, J. C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. (eds.) 2009. *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN. 180 pp.
- WELLS, K. D. 2007. Complex life cycles and the ecology of amphibian metamorphosis. *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago, 599-644.
- WILSON, K. A.; UNDERWOOD, E. C.; MORRISON, S. A.; KLAUSMEYER, K. R.; MURDOCH, W. W.; REYERS, B.; WARDELL-JOHNSON, G.; MARQUET, P. A.; RUNDEL, P. W.; McBRIDE, M. F.; PRESSEY, R. L.; BODE, M.; HOEKSTRA, J. M.; ANDELMAN, S.; LOOKER, M.; RONDININI, C.; KAREIVA, P.; SHAW, M. R.; POSSINGHAM, H. P. 2007. Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. *PLOS Biology*, 5(9): e223.
- YOUNG, COLOMA, L. A.; RON, S.; MARCA, E. L.; MEYER, J. R.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOZ, F.; CHAVES, G.; E., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W.; CEDEÑO, J. R.; ROMO, D. 2008. Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15(5):1213–1223.

ANEXO A. Questionário semiestruturado utilizado nas entrevistas realizadas no levantamento qualitativo.

Avaliação do uso da categoria DD na avaliação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros	
Entrevista semiestruturada	
Nome:	Data:
Instituição:	
Principal área de pesquisa:	
Há quanto tempo desenvolve pesquisa nessa área?	
Qual é a abrangência geográfica das suas atividades de pesquisa?	
Quais as melhores estratégias de conservação de anfíbios?	
Qual a contribuição da sua pesquisa para a conservação dos anfíbios brasileiros?	
De quantas oficinas de avaliação de risco de extinção participou? Quando?	
Na sua opinião pessoal, como uma espécie é categorizada DD?	
Na sua opinião pessoal, quando uma espécie deixa de ser DD?	
Comparado com os critérios das outras categorias, você acha que os critérios para a inclusão das espécies na categoria DD são claros? Por quê?	
Você está de acordo com a atual lista brasileira de espécies categorizadas como DD (ICMBio, 2014)? Por quê?	
As espécies DD devem ser tratadas como ameaçadas ou como não ameaçadas? Por quê?	

ANEXO B. Parecer do comitê de ética

PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP

DADOS DO PROJETO DE PESQUISA

Título da Pesquisa: Anfíbios categorizados como Dados insuficientes na lista brasileira de espécies ameaçadas: padrões de carência de informações, questões relacionadas ao uso da categoria DD e previsões de risco de extinção

Pesquisador: Marcio R. C. Martins

Área Temática:

Versão: 1

CAAE: 49352815.5.0000.5464

Instituição Proponente: UNIVERSIDADE DE SAO PAULO

Patrocinador Principal: "Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - ESALQ da Universidade de S

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 1.244.428

Apresentação do Projeto:

Anfíbios categorizados como dados insuficientes na lista brasileira de espécies ameaçadas: padrões de carência de informações, questões relacionadas ao uso da categoria DD e previsões de risco de extinção.

Objetivo da Pesquisa:

Identificar as principais carências de informação sobre as espécies brasileiras de anfíbios classificadas na categoria de "Dados Insuficientes" e as ferramentas que possam auxiliar na compreensão de padrões biológicos, de distribuição geográfica e de ameaças.

Avaliação dos Riscos e Benefícios:

O único risco para os indivíduos a serem estudados é a divulgação das suas opiniões (veja recomendação abaixo). Os benefícios para os mesmos será conhecimento sobre a categorização das espécies de anfíbios do Brasil.

Comentários e Considerações sobre a Pesquisa:

A maioria dos procedimentos deste projeto tem a ver com análise de dados sobre a biologia, distribuição e características ambientais de espécies de anfíbios utilizando bancos de dados

Endereço: Rua do Matão, Travessa 14, nº 321

Bairro: Butantã

UF: SP

Município: SAO PAULO

Telefone: (11)3091-8761

CEP: 05.508-090

E-mail: cepibusp@ib.usp.br

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DA UNIVERSIDADE DE SÃO
PAULO - IBUSP

Continuação do Parecer: 1.244.428

existentes e informações disponíveis na literatura (i.e., sem coleta de material biológico. Apenas um aspecto do projeto tem a ver com seres humanos, e limito a minha análise a essa parte do projeto.

Amostra a ser analisada; a amostra principal são os pesquisadores envolvidos no processo de confecção da lista brasileira de anfíbios ameaçados (n=46 especialistas). Uma segunda amostra inclui "alunos de pós-graduação, pesquisadores de universidades, de instituições de pesquisa e órgão governamentais e membros de ONGs."

Procedimentos a que as pessoas serão submetidas; os procedimentos envolvem duas fases de contato com os sujeitos. Na primeira fase, cada um dos pesquisadores envolvidos na confecção na lista de espécies será entrevistado no local mais adequado para o entrevistado. A entrevista seguirá um roteiro semiestruturado que combina perguntas abertas e fechadas. A partir dessas entrevistas será construído um questionário quantitativo. Na segunda fase, o maior número de pesquisadores possível será contatado para completar o questionário quantitativo por meio de sistema eletrônico (e.g., email).

Infraestrutura disponível; a realização desta parte do projeto não exige infraestrutura especial, uma vez que as entrevistas serão conduzidas no local mais conveniente para os pesquisadores e o questionário será distribuído eletronicamente.

Armazenamento de amostra; não foi especificado, mas tratando-se de entrevistas e questionários, entendo que os dados serão armazenados em HD.

Apoio financeiro; CNPq Proc. 140320/2015-6.

Considerações sobre os Termos de apresentação obrigatória:

O Termo de Consentimento Livre e Esclarecido é adequado.

Recomendações:

Os pesquisadores devem tomar as medidas necessárias para garantir o anonimato dos sujeitos para não associar respostas particulares com um pesquisador em particular.

Alunos de pós-graduação que participem das entrevistas não devem estar vinculados ao orientador do projeto.

Conclusões ou Pendências e Lista de Inadequações:

Não há pendências.

Considerações Finais a critério do CEP:

Endereço: Rua do Matão, Travessa 14, nº 321

Bairro: Butantã

UF: SP

Município: SÃO PAULO

CEP: 05.508-090

Telefone: (11)3091-8761

E-mail: cepibusp@ib.usp.br

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
DA UNIVERSIDADE DE SÃO
PAULO - IBUSP

Continuação do Parecer: 1.244.428

Este parecer foi elaborado baseado nos documentos abaixo relacionados:

Tipo Documento	Arquivo	Postagem	Autor	Situação
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	projeto doutorado dd -MM 20-03.doc	19/06/2015 09:40:56		Aceito
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	TCLE (participante).doc	30/07/2015 16:40:34		Aceito
Folha de Rosto	folha de rosto assinada.pdf	30/07/2015 16:41:16		Aceito
Informações Básicas do Projeto	PB_INFORMAÇÕES_BÁSICAS_DO_P ROJETO_538572.pdf	30/07/2015 16:56:24		Aceito

Situação do Parecer:

Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:

Não

SAO PAULO, 25 de Setembro de 2015

Assinado por:
Angela Maria Vianna Morgante
(Coordenador)

Endereço: Rua do Matão, Travessa 14, nº 321

Bairro: Butantã

CEP: 05.508-090

UF: SP

Município: SAO PAULO

Telefone: (11)3091-8761

E-mail: cepibusp@ib.usp.br

ANEXO C. TCLE dos entrevistados**TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO**

ESTUDO: Anfíbios categorizados como Dados insuficientes na lista brasileira de espécies ameaçadas: padrões de carência de informações, questões relacionadas ao uso da categoria DD e previsões de risco de extinção

Você está sendo convidado(a) a participar de uma entrevista para este projeto de pesquisa. Neste documento descrevemos sobre o que é o estudo e sua participação nele. Sua colaboração neste estudo será muito importante para nós.

Eu,, residente e domiciliado(a) na, portador(a) da Cédula de Identidade, RG, inscrito(a) no CPF/MF....., nascido(a) em ____/____/____, abaixo assinado, concordo de livre e espontânea vontade em participar do estudo “*Título*”(Anfíbios categorizados como Dados insuficientes na lista brasileira de espécies ameaçadas: padrões de carência de informações, questões relacionadas ao uso da categoria DD e previsões de risco de extinção), e esclareço que obtive todas as informações.

Estou ciente que:

- I) Este projeto é desenvolvido na Universidade de São Paulo, e pretende compreender o uso da categoria Dados Insuficientes no processo de classificação dos anfíbios brasileiros, nas categorias de ameaça. O estudo pretende entrevistar todas as pessoas que participaram das últimas oficinas de avaliação dos anfíbios brasileiros. Como orientação da conversa, a entrevista seguirá um roteiro com questões pré-estabelecidas. Como participante neste projeto dou minha permissão ao(a) pesquisador(a) para que conduza uma entrevista comigo sobre esses assuntos;
- II) Tenho a liberdade de desistir ou de interromper a colaboração neste estudo no momento em que desejar, sem necessidade de qualquer explicação e sem nenhum prejuízo;
- III) As informações obtidas com essa entrevista serão mantidas em sigilo, ou seja, não vão ser repassadas para ninguém, mas concordo que sejam divulgadas em publicações científicas, desde que meus dados pessoais não sejam mencionados, ou seja, nome, endereço e outras informações pessoais não serão identificadas;

- IV) Para a pesquisa, cada entrevistado será identificada por um código que apenas os pesquisadores responsáveis pelo projeto poderão identificar;
- V) Caso eu desejar, poderei tomar conhecimento dos resultados, ao final desta pesquisa
- () Desejo conhecer os resultados desta pesquisa.
- () Não desejo conhecer os resultados desta pesquisa.
- VIII) Caso tenham sido tiradas fotografias,
- () concordo que sejam incluídas em publicações científicas, se necessário.
- () concordo que sejam apresentadas em aulas e palestras.
- () não concordo que sejam incluídas em nenhum tipo de publicação ou apresentação.

Rio Claro, 26 de abril de 2016

Participante:.....

Pesquisador Responsável pelo Projeto: Carolina Ortiz Rocha da Costa.

Orientador: Dr. Marcio Roberto da Costa Martins.

e-mail: carolortiz@usp.br

Comitê de Ética em Pesquisa – Seres Humanos
Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo
Rua do Matão – Travessa 14, 321 – Cidade Universitária
05508-090 – São Paulo – SP
Tel. (11) 3091-8761
Junho/2015

ANEXO D. Questionário quantitativo

Uso da categoria Dados Insuficientes na classificação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros

Este questionário é parte do projeto de doutorado intitulado “Anfíbios categorizados como Dados Insuficientes (DD) na lista brasileira de espécies ameaçadas: padrões de carência de informações, questões relacionadas ao uso da categoria e previsões de risco de extinção”, desenvolvido pela doutoranda Carolina Ortiz no Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada ESALQ/USP, orientada pelo Dr. Marcio Martins (IB-USP) e em colaboração com o Dr. Silvio Marchini (ESALQ-USP).

Com este questionário pretende-se compreender o uso da categoria DD no processo de avaliação do estado de conservação dos anfíbios brasileiros, bem como identificar relações entre as atividades exercidas pelos entrevistados e o uso da categoria, o que faz necessária a identificação pessoal. Contudo, devo informar que os dados serão divulgados e publicados de forma agregada sem a identificação individual.

Assim, peço a gentileza de responder este questionário.

Qual é o seu nome completo?

Qual a principal disciplina que você desenvolve em suas pesquisas? (ex. Zoologia, Taxonomia, Sistemática, Ecologia, Biologia da Conservação, etc...). Cite apenas uma.

Espécies incluídas na categoria DD são aquelas para as quais a ausência de informações não permite uma avaliação adequada do seu estado de conservação (IUCN, 2001). As espécies DD não estão protegidas por lei (Machado et al., 2005) e por isso tendem a ser ignoradas nos esforços de conservação (e.g. Gascon et al., 2007).³

Diante disso, qual a sua opinião a respeito da seguinte afirmação:

As espécies brasileiras de anfíbios na categoria DD devem ser tratadas como ameaçadas.

() totalmente a favor

() a favor

() nem a favor e nem contra

() contra

() fortemente contra

Na última revisão do estado de conservação das espécies brasileiras de anfíbios, foram avaliadas 973 espécies, das quais 167 foram classificadas como DD.

Na sua opinião a categoria DD na atual lista brasileira tem:

- ☐ () muito menos espécies do que deveria
- ☐ () menos espécies do que deveria
- ☐ () o número adequado de espécies
- ☐ () mais espécies do que deveria
- ☐ () muito mais espécies do que deveria

Para você, qual é o principal aspecto das espécies que faz com que elas se tornem ameaçadas?

- ☐ () modo reprodutivo complexo
- ☐ () ser endêmica a um bioma ou região
- ☐ () ter distribuição muito restrita
- ☐ () ser pouco abundante localmente
- ☐ () apresentar tendência de diminuição na distribuição e/ou abundância
- ☐ () ser especialista em habitat

A seguir estão todas as informações disponíveis para cinco espécies de anfíbios. Em qual categoria de ameaça da IUCN você classificaria essas espécies? Devo ressaltar que, embora existam critérios objetivos para a categorização das espécies, o objetivo dessa questão é identificar a sua opinião pessoal, portanto não existe resposta certa ou errada.

Espécie (A): é endêmica do Brasil, do bioma Mata Atlântica, conhecida de três localidades no Estado de São Paulo, com extensão de ocorrência calculada de 1.082,8 km². Trata-se de uma espécie de pequeno porte e diurna, habita camadas espessas de serapilheira na Mata Atlântica bem preservada. Provavelmente possui desenvolvimento direto como outras espécies do gênero. De acordo com um trabalho publicado, ela é rara no ambiente (difícil de ser encontrada).

- ☐ () Menos preocupante (LC)
- ☐ () Dados insuficientes (DD)
- ☐ () Quase ameaçada (NT)
- ☐ () Vulnerável (NU)
- ☐ () Em perigo (EN)
- ☐ () Criticamente em perigo (CR)
- ☐ () Extinta na natureza (EW)

☐ Extinta (EX)

Qual foi a característica da espécie que motivou a sua classificação?

Espécie (B): é endêmica do Brasil, encontrada somente na sua localidade tipo, na Chapada dos Guimarães (fora do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães), nas matas aluviais da bacia do rio Casca, Estado do Mato Grosso. A espécie habita florestas sazonalmente inundáveis ao longo de pequenos córregos e rios. Tem como principal ameaça a construção de um reservatório para a Usina Hidrelétrica de Manso, que suprimiu várias localidades de registro da espécie. Antes do enchimento do reservatório, a espécie era abundante e facilmente encontrada e sua extensão de ocorrência calculada era de 286 km². Após o enchimento do reservatório, estima-se que sua extensão de ocorrência seja de 5 km². Três subpopulações conhecidas estão declinando com base em monitoramento de 22 meses.

☐ Menos preocupante (LC)

☐ Dados insuficientes (DD)

☐ Quase ameaçada (NT)

☐ Vulnerável (NU)

☐ Em perigo (EN)

☐ Criticamente em perigo (CR)

☐ Extinta na natureza (EW)

☐ Extinta (EX)

Qual foi a característica da espécie que motivou a sua classificação?

Espécie (C): é endêmica do Brasil, do bioma Cerrado, registrada em três localidades, na divisa entre Serro e Diamantina, MG, no Parque Estadual do Intendente, no quilômetro 126 da estrada de Vespasiano a Conceição do Mato Dentro, na Serra do Cipó, no município de Santana do Riacho, MG. Sua extensão de ocorrência calculada é de 1.311 km². A espécie é considerada rara e ocorre em córregos permanentes com vegetação primária e secundárias de matas ciliares. Possui hábito diurno e suas larvas vivem nesses córregos.

☐ Menos preocupante (LC)

☐ Dados insuficientes (DD)

☐ Quase ameaçada (NT)

- ☐ Vulnerável (NU)
- ☐ Em perigo (EN)
- ☐ Criticamente em perigo (CR)
- ☐ Extinta na natureza (EW)
- ☐ Extinta (EX)

Qual foi a característica da espécie que motivou a sua classificação?

Espécie (D): é endêmica do Brasil, ocorre em vários municípios litorâneos dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. É associada a solos arenosos da planície litorânea e sua extensão de ocorrência calculada é 12.419 km². Seu habitat encontra-se fragmentado em decorrência da expansão urbana, que também causa declínio contínuo da qualidade do habitat (poluição do ambiente). A espécie apresenta reprodução explosiva, sendo abundante durante estes eventos. Quando não está em evento reprodutivo, a espécie pode ser observada deslocando-se durante o período crepuscular. A tendência populacional é desconhecida.

- ☐ Menos preocupante (LC)
- ☐ Dados insuficientes (DD)
- ☐ Quase ameaçada (NT)
- ☐ Vulnerável (NU)
- ☐ Em perigo (EN)
- ☐ Criticamente em perigo (CR)
- ☐ Extinta na natureza (EW)
- ☐ Extinta (EX)

Qual foi a característica da espécie que motivou a sua classificação?

Espécie (E): é endêmica do Brasil, tem a distribuição conhecida para três localidades todas nos limites do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo. A sua extensão de ocorrência calculada é 125.000 km², encontrada em altitudes que variam de 600 m a 800 m. É uma espécie pequena com reprodução contínua. Sua vocalização inicia-se sobre árvores ou arbustos, a uma altura de até 3 m, e o amplexo acontece na serapilheira. Provavelmente o desenvolvimento é direto como

nas outras espécies do gênero. Atualmente seu habitat é protegido. A tendência populacional é desconhecida.

- ☐ Menos preocupante (LC)
- ☐ Dados insuficientes (DD)
- ☐ Quase ameaçada (NT)
- ☐ Vulnerável (NU)
- ☐ Em perigo (EN)
- ☐ Criticamente em perigo (CR)
- ☐ Extinta na natureza (EW)
- ☐ Extinta (EX)

Qual foi a característica da espécie que motivou a sua classificação?

ANEXO E. Lista das espécies de anfíbios DD de Mata Atlântica (ICMBio, 2014) e a região de ocorrência de cada espécie.

Ordem	Família	Espécies	Regiões
Anura			
	Allophrynidae	<i>Allophryne relict</i> Caramaschi, Orrico, Faivovich, Dias & Solé, 2013	Nordeste
	Aromobatidae	<i>Allobates alagoanus</i> (Bokermann, 1967)	Nordeste
		<i>Allobates capixaba</i> (Bokermann, 1967)	Sudeste
	Brachycephalidae	<i>Brachycephalus nodoterga</i> Miranda-Ribeiro, 1920	Sudeste
		<i>Brachycephalus vertebralis</i> Pombal, 2001	Sudeste
		<i>Ischnocnema epipeda</i> (Heyer, 1984)	Sudeste
		<i>Ischnocnema gehrti</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Sudeste
		<i>Ischnocnema lactea</i> (Miranda-Ribeiro, 1923)	Sudeste
		<i>Ischnocnema paranaensis</i> (Langone & Segalla, 1996)	Sul
		<i>Ischnocnema pusilla</i> (Bokermann, 1967)	Sudeste
		<i>Ischnocnema randorum</i> (Heyer, 1985)	Sudeste
	Bufonidae	<i>Dendrophryniscus krausae</i> Cruz & Fusinato, 2008	Sul
		<i>Dendrophryniscus oreites</i> Recoder, Teixeira, Cassimiro, Camacho & Rodrigues, 2010	Nordeste
		<i>Dendrophryniscus organensis</i> Carvalho-e-Silva, Mongin, Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2010	Sudeste
		<i>Dendrophryniscus stawiariskyi</i> Izecksohn, 1994	Sul
		<i>Melanophryniscus alipioi</i> Langone, Segalla, Bornschein & de Sá, 2008	Sul
		<i>Melanophryniscus peritus</i> Caramashi & Cruz, 2011	Sudeste
	Centrolenidae	<i>Vitreorana parvula</i> (Boulenger, 1895)	Sul
	Craugastoridae	<i>Haddadus plicifer</i> (Boulenger, 1888)	Nordeste
		<i>Holoaden pholeter</i> Pombal, Siqueira, Dorigo, Vrcibradic & Rocha, 2008	Sudeste
		<i>Euparkerella robusta</i> Izecksohn, 1988	Sudeste
	Cycloramphidae	<i>Cycloramphus asper</i> Werner, 1899	Sul
		<i>Cycloramphus carvalhoi</i> Heyer, 1983	Sudeste
		<i>Cycloramphus catarinensis</i> Heyer, 1983	Sul
		<i>Cycloramphus cedrensis</i> Heyer, 1983	Sul
		<i>Cycloramphus duseni</i> (Andersson, 1914)	Sul
		<i>Cycloramphus fuliginosus</i> Tschudi, 1838	Sudeste e Nordeste
		<i>Cycloramphus granulatus</i> A. Lutz, 1929	Sudeste
		<i>Cycloramphus migueli</i> Heyer, 1988	Nordeste
		<i>Cycloramphus mirandaribeiroi</i> Heyer, 1983	Sul
		<i>Cycloramphus semipalmatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	Sudeste

	<i>Cycloramphus stejnegeri</i> (Noble, 1924)	Sudeste
	<i>Cycloramphus valae</i> Heyer, 1983	Sul
	<i>Thoropa lutzi</i> Cochran, 1938	Sudeste
Eleutherodactylidae	<i>Adelophryne meridionalis</i> Santana, Fonseca, Neves & Carvalho, 2012	Sudeste
Hemiphractidae	<i>Gastrotheca fissipes</i> (Boulenger, 1888)	Nordeste
	<i>Gastrotheca flamma</i> Juncá & Nunes, 2008	Nordeste
	<i>Gastrotheca fulvorufa</i> (Andersson, 1911)	Sudeste
Hylidae	<i>Aplastodiscus flumineus</i> (Cruz & Peixoto, 1985)	Sudeste
	<i>Aplastodiscus musicus</i> (B. Lutz, 1948)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla ahenea</i> (Napoli & Caramaschi, 2004)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla claresignata</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1939)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla clepsydra</i> (A. Lutz, 1925)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla feioi</i> (Napoli & Caramaschi, 2004)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla gouveai</i> (Peixoto & Cruz, 1992)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla izecksohni</i> (Jim & Caramaschi, 1979)	Sudeste
	<i>Bokermannohyla langei</i> (Bokermann, 1965)	Sul
	<i>Dendropsophus dutrai</i> (Gomes & Peixoto, 1996)	Nordeste
	<i>Dendropsophus limai</i> (Bokermann, 1962)	Sudeste
	<i>Dendropsophus staderae</i> (Carvalho e Silva, Carvalho e Silva & Izecksohn, 2003)	Nordeste
	<i>Boana freicanecae</i> (Carnaval & Peixoto, 2004)	Nordeste
	<i>Boana secedens</i> (B. Lutz, 1963)	Sudeste
	<i>Boana stellae</i> (Kwet, 2008)	Sul
	<i>Phasmahyla timbo</i> Cruz, Napoli & Fonseca, 2008	Nordeste
	<i>Phrynomedusa appendiculata</i> (Lutz, 1925)	Sul
	<i>Phrynomedusa bokermanni</i> Cruz, 1991	Sudeste
	<i>Phrynomedusa marginata</i> (Izecksohn & Cruz, 1976)	Sudeste
	<i>Phrynomedusa vanzolinii</i> Cruz, 1991	Sudeste
	<i>Phyllodytes maculosus</i> Cruz, Feio & Cardoso, 2007	Sudeste e Nordeste
	<i>Phyllodytes punctatus</i> Caramaschi & Peixoto, 2004	Nordeste
	<i>Ololygon arduous</i> (Peixoto, 2002)	Sudeste
	<i>Ololygon atrata</i> (Peixoto, 1989)	Sudeste
	<i>Ololygon belloni</i> (Faivovich, Gasparini & Haddad, 2010)	Sudeste
	<i>Ololygon heyeri</i> Peixoto & Weygoldt, 1986	Sudeste
	<i>Ololygon insperata</i> (Da Silva & Alves-Silva, 2011)	Sul
	<i>Ololygon jureia</i> (Pombal & Gordo, 1991)	Sudeste
	<i>Ololygon kautskyi</i> (Carvalho e Silva & Peixoto, 1991)	Sudeste
	<i>Ololygon melloi</i> (Peixoto, 1989)	Sudeste
	<i>Ololygon muriciensis</i> (Cruz, Nunes & Lima, 2011)	Sudeste
	<i>Ololygon skuki</i> (Lima, Cruz & Azevedo, 2011)	Sudeste
	<i>Ololygon strigilata</i> (Spix, 1824)	Nordeste
	<i>Scinax caldarum</i> (B. Lutz, 1968)	Nordeste
	<i>Scinax dolloi</i> (Werner, 1903)	Nordeste

	<i>Sphaenorhynchus botocudo</i> Caramaschi, Almeida & Gasparini, 2009	Nordeste
	<i>Sphaenorhynchus bromelicola</i> Bokermann, 1966	nordeste
	<i>Sphaenorhynchus mirim</i> Caramaschi, Almeida & Gasparini, 2009	Nordeste e sudeste
Hylodidae		
	<i>Crossodactylus cyclopinus</i> Nascimento, Cruz & Feio, 2005	Sudeste
	<i>Crossodactylus dispar</i> A. Lutz, 1925	Sudeste
	<i>Hylodes amnicola</i> Pombal, Feio & Haddad, 2002	Sudeste
	<i>Hylodes glaber</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Sudeste
	<i>Hylodes magalhaesi</i> (Bokermann, 1964)	Sudeste
	<i>Hylodes mertensi</i> (Bokermann, 1956)	Sudeste
	<i>Hylodes otavioi</i> Sazima & Bokermann, 1983	Sudeste
	<i>Hylodes perere</i> Silva & Benmaman, 2008	Sudeste
	<i>Hylodes regius</i> Gouvêa, 1979	Sudeste
	<i>Hylodes vanzolinii</i> Heyer, 1982	Sudeste
	<i>Megaelosia bocainensis</i> Giaretta, Bokermann & Haddad, 1993	Sudeste
	<i>Megaelosia boticariana</i> Giaretta & Aguiar, 1998	Sudeste
	<i>Megaelosia jordanensis</i> (Heyer, 1983)	Sudeste
	<i>Megaelosia lutzae</i> Izecksohn & Gouvêa, 1985	Sudeste
Leptodactylidae		
	<i>Pseudopaludicola murundu</i> Toledo, Siqueira, Duarte, Veiga-Menoncello, Recco-Pimentel & Haddad, 2010	Sudeste
	<i>Crossodactylodes itambe</i> Barata, Santos, Leite & Garcia, 2013	Sudeste
	<i>Crossodactylodes izecksohni</i> Peixoto, 1983	Sudeste
	<i>Crossodactylodes pinto</i> Cochran, 1938	Sudeste
	<i>Leptodactylus cupreus</i> Caramaschi, Feio & São-Pedro, 2008	Sudeste
	<i>Leptodactylus hylodes</i> (Reinhardt & Lütken, 1862)	Nordeste
	<i>Leptodactylus ochraceus</i> Lutz, 1930	Nordeste
	<i>Paratelmatobius gaigeae</i> (Cochran, 1938)	Sudeste
	<i>Paratelmatobius mantiqueira</i> Pombal & Haddad, 1999	Sudeste
	<i>Physalaemus angrensis</i> Weber, Gonzaga & Carvalho e Silva, 2005	Sudeste
	<i>Physalaemus insperatus</i> Cruz, Cassini & Caramaschi, 2008	Sul
	<i>Physalaemus irroratus</i> Cruz, Nascimento & Feio, 2007	Sudeste
	<i>Physalaemus rupestris</i> Caramaschi, Carcerelli & Feio, 1991	Sudeste
Microhylidae		
	<i>Chiasmocleis cordeiroi</i> Caramaschi & Pimenta, 2003	Nordeste
	<i>Chiasmocleis crucis</i> Caramaschi & Pimenta, 2003	Nordeste
	<i>Chiasmocleis gnoma</i> Canedo, Dixo & Pombal, 2004	Nordeste
	<i>Chiasmocleis mantiqueira</i> Cruz, Feio & Cassini, 2007	Sudeste
	<i>Chiasmocleis sapiranga</i> Cruz, Caramaschi & Napoli, 2007	Nordeste
	<i>Elachistocleis erythrogaster</i> Kwet & Di-Bernardo, 1998	Sul
Odontophrynidae		
	<i>Proceratophrys moehringi</i> Weygoldt & Peixoto, 1985	Sudeste
	<i>Proceratophrys pombali</i> Mângia, Santana, Cruz & Feio, 2014	Sudeste
Gymnophiona		
Caeciliidae		
	<i>Caecilia armata</i> Dunn, 1942	

Siphonopidae	<i>Oscacilia hypereumeces</i> Taylor, 1968	Sul
	<i>Microcaecilia supernumeraria</i> Taylor, 1969	
	<i>Mimosiphonops vermiculatus</i> Taylor, 1968	Sudeste
	<i>Siphonops leucoderus</i> Taylor, 1968	
Typhlonectidae	<i>Chthonerpeton braestrupi</i> Taylor, 1968	Sudeste
	<i>Chthonerpeton exile</i> Nussbaum & Wilkinson, 1987	
	<i>Chthonerpeton noctinectes</i> da Silva, Britto-Pereira & Caramaschi, 2003	Nordeste
	<i>Chthonerpeton perissodus</i> Nussbaum & Wilkinson, 1987	
	<i>Chthonerpeton viviparum</i> Parker & Wettstein, 1929	Sul

ANEXO F. Lista com as espécies com ocorrência conhecida para a região nordeste da Mata Atlântica, os aspectos reprodutivos, morfológicos e de distribuição de todas as espécies da região. E as ausências de informação para cada espécie.

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Allophryne relicta</i>	DD	2	arbustos na beira de riachos temporários	19,9-21,9	-	±10 a 20 indivíduos por agregação	90 a 600	1.923,57
<i>Allobates alagoanus</i>	DD: problema taxonômico	20	reofilico: sobre pedras em pequenos riachos ou corredeiras	14,5 + ou - 14	-	-	12	63.748,98
<i>Dendrophryniscus oreites</i>	DD: recém descrita	8	phytotelmata	25,0	-	-	800 a 900	617,23
<i>Haddadus plicifer</i>	DD: sem registro por mais de 100 anos	23	chão da mata	17	-	-	-	1.063,05
<i>Cycloramphus migueli</i>	DD	19	poça no interior da floresta	42	-	6 indivíduos	-	12.242,37
<i>Gastrotheca fissipes</i>	DD: problema taxonômico	37	copa das árvores	76,76 - 64,31 macho, 82,5-110,0 fêmeas	-	-	-	64.568,38
<i>Gastrotheca flamma</i>	DD	37	-	55,3	-	-	200 a 750	428,36
<i>Dendropsophus dutrai</i>	DD /	2	-	30,0-45,0 machos	-	-	-	47.757,48
<i>Dendropsophus studerae</i>	DD	12	pequenas poças temporárias	19,3-23,4 machos, 26,1-27,0 fêmeas	-	-	600	21.583,37
<i>Boana freicanecae</i>	DD	2	riacho ou rio	37,3-42,2	30 ovos	-	700	2.256,24
<i>Phasmahyla timbo</i>	DD	2	arborícola próximo a riachos ou poça temporária	32,4 to 35,8 machos	-	-	800 a 900	63.171.59

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Phyllodytes punctatus</i>	DD	6	phytotelmata	18,2–22,8	-	-	500	655,13
<i>Ololygon muriciensis</i>	DD: recém-descrita	2	poça	27–28,9	-	-	100-600	1.475,46
<i>Ololygon skuki</i>	DD: problema taxonômico	1	-	14,6-17,1 machos, 20,0-24,2 fêmeas	-	-	-	1.423,51
<i>Ololygon strigilata</i>	DD	2	brejo ou lagoa, ou remanso de rio ou riacho	16,7–42,8 machos, 19,5–47,0 fêmeas	-	-	-	35.058,78
<i>Sphaenorhynchus botocudo</i>	DD: com alerta para a mudança de uso da terra (silvicultura)	1	brejo ou lagoa, poças permanentes	23,9–29,3 machos	-	-		4.894,96
<i>Sphaenorhynchus bromelicola</i>	DD	1	Lagoa, habitat ecotono de áreas abertas com florestadas, abriga-se em bromélias terrestres e se reproduz em lagoas de áreas abertas.	17 - 21	-	-	300 a 900	3.058,69
<i>Sphaenorhynchus mirim</i>	DD	1	brejo ou lagoa	18.1	-	-	250	12.961,71
<i>Leptodactylus hylodes</i>	DD: sem registro desde 1860 e da taxonomia duvidosa	-	-	-	-	-	-	2.835,98
<i>Leptodactylus ochraceus</i>	DD: conhecida somente do holótipo coletado em 1927	-	-	41.7	-	-	-	-

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Chiasmocleis cordeiroi</i>	DD	1	poças temporárias no interior de floresta tropical em estágio inicial de crescimento secundário e dossel relativamente denso	20,54 ± 1,41	-	-	120	10.028,77
<i>Chiasmocleis crucis</i>	DD	1	poça temporária no interior de floresta e em áreas de cabruca	19,0–20,9 machos	-	-	120	16.709,78
<i>Chiasmocleis gnoma</i>	DD	1	poças temporárias no interior de floresta tropical em estágio inicial de crescimento secundário e dossel relativamente denso	13,4–15,4 machos, 14,9–17,0 fêmeas	-	-	100	438,96
<i>Chiasmocleis sapiranga</i>	DD	1	serrapilheira e pode ser encontrando em áreas com vegetação arbórea, lagoas temporárias e/ou lagos permanentes, rios, nascentes ou córregos	19,0-20,9 machos, 21,2-25,0 fêmeas	-	-	10 a 120	577,51
<i>Chthonerpeton noctinectes</i>	DD	39	hábitos subaquáticos e fossoriais. Os espécimes utilizados na descrição foram coletados em área alagada grande (pântano, brejo) poças temporárias	33,6 machos, 27,2 fêmeas	-	-	-	215,02

ANEXO G. Tabela 3. Lista com as espécies com ocorrência conhecida na região sudeste da Mata Atlântica, os aspectos reprodutivos, morfológicos e de distribuição de todas as espécies da região. E as ausências de informação para cada espécie.

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Allobates capixaba</i>	DD	20	reofilico: sobre pedras em pequenos riachos ou corredeiras	15,2	-	-	6,51	42.681,20
<i>Brachycephalus nodoterga</i>	DD	23	Terrícola - Chão da mata	12,4	-	25	400 a 900	7.206,67
<i>Brachycephalus vertebralis</i>	DD	23	Terrícola - Chão da mata	10,5–14,2	-	-	200 a 1500	1.908,07
<i>Ischnocnema epipeda</i>	DD	23	Terrícola - Chão da mata	-	-	40	300 a 950	3.827,34
<i>Ischnocnema gehrti</i>	DD: problema taxonômico	-	-	14,2–15,3	-	-	800	12,52
<i>Ischnocnema lactea</i>	DD: problema taxonômico ***	23	terrícola - Chão da mata	19,6–26,7 machos, 27,6–34,3 fêmeas	-	-	1200	17.942,35
<i>Ischnocnema pusilla</i>	DD	23	Chão da mata	16	-	-	1600	11,04
<i>Ischnocnema randerorum</i>	DD	23	Chão da mata e vegetação baixa	12 -18 machos, 11,8–15,0 fêmeas	-	-	900 a 1300	2.963,02
<i>Dendrophryniscus organensis</i>	DD	8	Fitotelmatas	23,6±0,3	5 óvulos	-	200a 1050	839,03
<i>Melanophryniscus peritus</i>	DD: problema taxonômico (holótipo)	-	-	39,3fêmea	-	-	1000 a 2000	16,56
<i>Holoaden pholeter</i>	DD	23	chão da mata ou temporary pond	44,6-41,6 machos, 47,7 fêmeas	-	-	900 a 1400	87,79
<i>Euparkerella robusta</i>	DD: região de ocorrência carente de levantamentos	23	Habitam a serrapilheira, possuem desenvolvimento direto e colocam seus ovos entre as camadas úmidas de folhas mortas caídas das árvores.	22	-	-	70	112,56

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Cycloramphus carvalhoi</i>	DD	21	Terrícola - Chão da mata	58-62 machos,	-	-	1500 a 2500	255,58
<i>Cycloramphus fuliginosus</i>	DD	19	Riachos encachoeirados de altitude	47,3-56,3 machos, 54,7-64,3 fêmeas	70 a 100 ovos	-	-	91.369,72
<i>Cycloramphus granulatus</i>	DD	19	Riachos encachoeirados de altitude	44 - 27	-	-	800	-
<i>Cycloramphus semipalmatus</i>	DD	19	Riachos encachoeirados de montanha ombrófila densa	39,6-43,4 machos, 45,5-51 fêmeas	-	-	-	4.802,08
<i>Cycloramphus stejnegeri</i>	DD	22	-	45-47 machos, 45-56 fêmeas	-	-	-	601,26
<i>Thoropa lutzi</i>	DD: vulnerável anteriormente	19	Paredão rochoso	20,83 – 23,40	-	-	200 a 800	48.769,87
<i>Adelophryne meridionalis</i>	DD	2	Riacho	8,97–10,87	-	-	880	18.681,10
<i>Gastrotheca fulvorufa</i>	DD	37	copa das árvores	63-68 machos, 72-80 fêmeas	-	-	-	5.948,31
<i>Aplastodiscus flumineus</i>	DD: sem registros atuais	5	Brejo ou remanso de rio e riacho	58,2	-	-	1500 a 2500	4.561,08
<i>Aplastodiscus musicus</i>	DD: sem registros atuais	5	Rio e riachos de altitude	-	-	-	1200	-
<i>Bokermannohyla ahenea</i>	DD	4	Brejo ou remanso de rio e riacho	45,9-56,7 machos, 46,0-54,6 fêmeas	-	-	500	34,71
<i>Bokermannohyla claresignata</i>	DD: sem registro há pelo menos 25 anos	4	Poça, córrego ou riachos em altas altitude , que sejam pedregoso no leito, rodeado por águas muito turbulentas	61 fêmeas	-	-	800	7.130,13

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Bokermannohyla clepsydra</i>	DD: sem registro há pelo menos 25 anos	4	Bromélias sobre árvores, próximas a córregos em floresta primária, e os girinos são encontrados nos riachos e córregos	44,0 fêmeas	-	-	-	1.842,23
<i>Bokermannohyla feioi</i>	DD: problema taxonômico	4	Matas de galeria ao longo de riachos que é rodeado por campos de montanha rochosa. Os indivíduos são mais frequentemente encontrados em arbustos ao longo dos riachos, empoleirados a 20-200 centímetros acima do solo. As larvas são encontradas a noite, em riachos com fundos rochosos, corredeiras e remansos de mata de galeria	37,0-40,2 machos, 39,3-40,3 fêmeas	-	-	600 a 1200	8.562,24
<i>Bokermannohyla gouveai</i>	DD	4	Brejo ou lago	61,7 - 65,4 machos, 62,7-70,4 fêmeas	-	-	1800 a 2400	223,85
<i>Bokermannohyla izecksohni</i>	DD: problema taxonômico, problemas na identificação da espécie gerando incertezas sobre sua extensão de ocorrência	4	Brejo ou lago, a espécie parece não apresentar vocalização	34,3-50,8	-	-	-	468,85

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Dendropsophus limai</i>	DD	1	-	19-26,2	-	-	40	13,28
<i>Boana secedens</i>	DD: problema taxonômico	2	-	53,6 - 55,1	-	-	-	12.572,83
<i>Phrynomedusa bokermanni</i>	DD: sem registro desde 1978	18	-	46,0 machos e fêmeas	-	-	50	170,98
<i>Phrynomedusa marginata</i>	DD	18	Remanso de rio ou correço	26-30 machos, 28 fêmeas	-	-	200 a 800	27.678,75
<i>Phrynomedusa vanzolinii</i>	DD	18	Remanso de rio ou correço	32,6-35,3 machos, 36,5 fêmeas	-	-	800 a 1500	254,47
<i>Phyllodytes maculosus</i>	DD	6	Fitotelmata	39,7–48,5	-	-	837	123.698,17
<i>Ololygon arduous</i>	DD	6	Fitotelmata (bromelia)	19,3–22,7	-	-	878	114.532,50
<i>Ololygon atrata</i>	DD: problema taxonômico	6	Fitotelmata (bromelia)	19,2 machos, 20 fêmeas	-	-	1200	4.831,93
<i>Ololygon belloni</i>	DD	6	Bromélia	19,8–23,0 machos, 26,3–29,2 fêmeas	-	-	-	32.895,44
<i>Scinax caldarum</i>	DD: erro de identificação, causando dúvidas na extensão de ocorrência	1	Poça permanente ou temporária	24,7-28,8 machos	-	-	800	80.480,57
<i>Ololygon heyeri</i>	DD: áreas de ocorrência sofrendo impacto	2	Rio ou riacho	21,1–24,4 machos	-	-	650 a 700	12.703

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Ololygon insperata</i>	DD: reprodução ocorre em bromélia <i>Alcantarea imperialis</i> que cresce somente em afloramentos graníticos de regiões montanhosas do noroeste do estado do Rio de Janeiro e no estado do Espírito Santo. Essa bromélia foi recentemente avaliada (2013) como ameaçada de extinção, DD por que não se tem estudos que avaliam essa relação de ameaça de extinção	6	Bromélia	18,6 machos, 23 fêmeas	-	-	500 a 1000	3.379,27
<i>Ololygon jureia</i>	DD	1	Poça temporária	29,0-30,0 machos, 32,3-33,6 fêmeas	-	-	50 a 500	980,13
<i>Ololygon kautskyi</i>	DD	2	Riacho ou rio	23,6 machos, 28,7 fêmeas	-	-	650	7.941,81
<i>Ololygon melloi</i>	DD: região de ocorrência carente de levantamentos	6	Fitotelmatas	15,9–17,00 machos	-	-	1000 a 1200	2,37
<i>Crossodactylus cyclospinus</i>	DD: recém descrita	3	Os machos vocalizam sobre as rochas ou embaixo de vegetação do riacho e demonstram comportamento territorialista.	23,2-24,4 machos, 29,4 fêmeas	-	-	100 a 700	848,16

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Crossodactylus dispar</i>	DD: problema taxonômico	3	Riacho ou rio	23,6-33,7 machos, 20,9-33,8 fêmeas	-	-	-	30.271,84
<i>Hylodes amnicola</i>	DD	3	Riacho ou rio	25,3-28,1 machos, 26,3-30,9 fêmeas	-	-	1000	97.823,12
<i>Hylodes glaber</i>	DD: sem registro desde 1976	3	Riachos montanhosos (1.850 metros de altitude, na Serra do Itatiaia) onde se reproduzem	40,0	-	-	1850	140,26
<i>Hylodes magalhaesi</i>	DD	3	Riacho ou rio	28,7-31,5	-	-		1.144,23
<i>Hylodes mertensi</i>	DD: sem registro desde 1956 (Holótipo)	3	-	51,5-54,5	-	-	800	125,13
<i>Hylodes otavioi</i>	DD	3	Riacho ou rio	32 macho, 34 fêmeas	-	-	1200	65.129,40
<i>Hylodes perere</i>	DD	3	Riacho ou rio	23,4-27,1 machos, 23,93-28,44 fêmeas	-	-	800 a 1500	134,12
<i>Hylodes regius</i>	DD: sem registro a mais de 50 anos (Holótipo)	3	Riacho ou rio (a 1.850 metros de altitude)	32,5-35,6	-	-	1850	3.741,47

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km²)
<i>Hylodes vanzolinii</i>	DD	3	Riacho em 1.850 metros de altitude (cerca de 2.300m de altitude)	29,0	-	-	2300	23,23
<i>Megaelosia bocainensis</i>	DD: tentativas de encontro sem registro da espécie	19	Riacho de montanha (área montanhosa, a aproximadamente 500m de altitude)	66,7	-	-	500	58,28
<i>Megaelosia boticariana</i>	DD	19	Riachos de montanha (a aproximadamente 800m de altitude), de água fria e limpa, no interior da floresta, e as larvas foram encontradas em poças mais profundas	42,58 mm	-	-	800	415,6
<i>Megaelosia jordanensis</i>	DD: sem registro desde 1983 (holótipo)	19	Riacho de montanha florestado, foi encontrada a 1.700 m de altitude.	7,0 - 12,0	7 girinos foram coletados para a descrição	-	1600 a 1700	4,73
<i>Megaelosia lutzae</i>	DD	19	Rio ou riacho	90,40 - 100,53 machos, 88,3-92,5 fêmeas	-	-	500 a 1000	9.382,67
<i>Pseudopaludicola murundu</i>	DD: recém descrita	12	corpos de água de fluxo lento, no murundus, que são pequenas elevações no solo (cerca de 10 cm de altura), cobertas por vegetação gramínea e / ou arbórea	14,7 machos, 15,0 fêmeas	-	-	600	-

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Crossodactylodes itambe</i>	DD: incendio em 2015 afetou 80% de ocorrência	6	Bromélia (<i>Vriesea medusa</i>)	16,2 ± 1,3 machos, 16,2 ± 1,0 fêmeas	-	78 a 66	800 a 1800	294,55
<i>Crossodactylodes izecksohni</i>	DD: sem registro a mais de 30 anos	6	Bromélia	11,8–14,3 machos, 11,2–13,7 fêmeas	-	-	600 a 850	57,08
<i>Crossodactylodes pintoii</i>	DD	6	Bromélia	15–17 machos	-	-	600 a 1000	23,74
<i>Leptodactylus cupreus</i>	DD	30	Poça temporária	50,1–55,1	7	20	1227	609.207,21
<i>Paratelmatoobius gaigeae</i>	DD: região de ocorrência carente de levantamentos	18	Brejo ou lagoa	19,0	-	-	1160 a 1200	44.015,76
<i>Paratelmatoobius mantiqueira</i>	DD	1	-	14,4-16,7 machos	40	-	1650	7.514,14
<i>Physalaemus angrensis</i>	DD	11	Poça temporária	16,9-18,4 machos, 19,1-20,1 fêmeas	-	-	10 a 40	2,36
<i>Physalaemus irroratus</i>	DD	11	Poça temporária	20,5-22,5 machos, 22,5-22,9 fêmeas	-	-	150 a 900	233,89
<i>Physalaemus rupestris</i>	DD: problema taxonômico	11	Poça temporária	15,9–18,3 machos, 17,2–17,9 fêmeas	-	-	1350	41.112,06
<i>Chiasmocleis mantiqueira</i>	DD	1	Poça temporária com 250 m ² de espelho d'água	17,7 machos, 21,8 fêmeas;	-	-	1227	2.523,16
<i>Proceratophrys moehringi</i>	DD	2	Riacho e rios	35	-	-	650	1.725,24
<i>Proceratophrys pombali</i>	DD: recém descrita	1	Poça temporária ou permanente em áreas de restinga	31,9 41,9 machos, 52,5 fêmeas	-	-	70	1.053,73
<i>Mimosiphonops vermiculatus</i>	DD: problema taxonômico	38	Fossorial encontrada em casca, troncos e pedras na floresta úmida	18,6-28,0 fêmeas	-	-	800 a 1000	10,28

ANEXO H. Tabela 4. Lista com as espécies com ocorrência conhecida na região sul da Mata Atlântica, os aspectos reprodutivos, morfológicos e de distribuição de todas as espécies da região. E as ausências de informação para cada espécie.

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Ischnocnema paranaensis</i>	DD	23	campos de altitude diurno	17.7 mm	-	-	1615	2.758,89
<i>Dendrophryniscus krausae</i>	DD	8	phytotelmata	19.2-21.2 machos, 20.4-24.0 fêmeas	-	-	850 a 1500	61.396,79
<i>Dendrophryniscus stawianskyi</i>	DD: sem registro desde a década de 80 e taxonomia incerta	-	-	22,0mm macho	-	-	900 a 1600	68.273,59
<i>Melanophryniscus alipioi</i>	DD: recém descrita	-	Fitotelmata	22.66 - 19.45 machos, 25.64 - 24.58 fêmeas	-	-	1600	18.806,49
<i>Vitreorana parvula</i>	DD:problema taxonômicos	-	raicho de floresta primária	-	-	-	1200	80.573,78
<i>Cycloramphus asper</i>	DD	19	riachos florestados de montanha	38-48 machos, 44-54 fêmeas	-	-	300 a 800	52.027,37
<i>Cycloramphus catarinensis</i>	DD	19	reofilico: sobre pedras em pequenos riachos ou corredeiras	37.5mm	-	-	300 a 500	10.096,29
<i>Cycloramphus cedrensis</i>	DD: sem registro desde a decada de 70	19	riacho de eencosta	-	-	-	300 a 500	13.071,35
<i>Cycloramphus duseni</i>	DD	19	rochas na beira de cachoeira e riacho	6 - 5 mm	-	-	600	28.240,55
<i>Cycloramphus mirandaribeiroi</i>	DD: sem registro desde a decada de 70	19	se reproduz em floresta inundável	49-61 machos, 62-69mm fêmeas	-	-	50- a 150	13.153,34
<i>Cycloramphus valae</i>	DD: problema taxonômico, desaparecimentos em duas localidades	19	reofilico: sobre pedras em pequenos riachos	29.8-32.4machos, 35.6-39.6 fêmeas	-	-	400 a 900	44.557,99

Continuação

Espécies	Justificativa	Modo reprodutivo	Habitat reprodutivo	Tamanho (CRC mm)	Fecundidade (n. de ovos)	Abundância local (n. de indivíduos)	Altitude (m)	Extensão de ocorrência (modelo - km ²)
<i>Bokermannohyla langei</i>	DD	4	-	66 machos, 60 fêmeas	-	-	500	195.864,40
<i>Boana stellae</i>	DD	2	platô de araucaria riacho de floresta	40.7-49.9 machos	150 a 300	-	200 a 800	4.309,35
<i>Phrynomedusa appendiculata</i>	DD: sem registro desde 1982	2	riacho	26.3-44.9 machos, 35.8 fêmeas	-	-	800 a 1000	42.639,62
<i>Scinax dolloi</i>	DD: pronlemas taxonomicos	0	-	34.9 machos, 42.9 fêmeas	-	-	5 a 50	59.526,82
<i>Physalaemus insperatus</i>	DD: sem resgistro desde a década de 50	11	-	22.2-25.3 machos, 26.6-26.7 fêmeas	-	-	-	5.585,86
<i>Elachistocleis erythrogaster</i>	DD	1	brejo ou lagoa (reprodução explosiva com agregação em ambientes temporarios) - sitio de vocalização críptico / hábito semi-fossorial na estação não-reprodutiva	32,3	991 - 476	-	900 a 1200	9.087,17
<i>Oscaecilia hypereumeces</i>	DD: problema taxonômico e de localidade tipo	39	floresta de várzea, provavelmente é fossorial	38,5 - 64,0	-	-	-	23,78
<i>Chthonerpeton viviparum</i>	DD: problemas taxonômica	39	aquáticos de águas lênticas e hábito reprodutivo vivíparo	-	-	-	0 a 400	12.579,31

ANEXO I.

Lista dos trabalhos os quais encontramos informações sobre as espécies de anfíbios de Mata Atlântica.

- ALMEIDA, A.P.; GASPARINI, J.L., PELOSO, P.L.V. Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil: The need for looking at the 'coldspots', Check List, v. 7, n. 4, p. 542-560, 2011.
- AMARO, R.C.; NUNES, I.; CANEDO, C.; NAPOLI, M.F.; JUNCÁ, F.A.; VERDADE, V.K.; HADDAD, C.F.B.; RODRIGUES, M.T. A molecular phylogeny recovers *Strabomantis aramunha* Cassimiro, Verdade and Rodrigues, 2008 and *Haddadus binotatus* (Spix, 1824) (Anura: Terrarana) as sister taxa, Zootaxa, v. 3741, n. 4, p.569–582, 2013.
- ARAÚJO, C.O.; MATSUKAMA, C.K.; SANTOS, S.M.A. Composição taxonômica e distribuição de anuros no Alto e Médio Paranapanema, estado de São Paulo. Biota Neotrop., v. 13, n. 3, 2013.
- ARAÚJO-VIEIRA, K.1; NASIMENTO, F.A.; ROBERTO, I.J.; TIBURCIO, I.C.S.; LISBOA, B.S.; ÁVILA, R.W. A review of the geographical distribution of *Sphaenorhynchus prasinus* Bokermann, 1973 (Anura: Hylidae) in the state of Alagoas, northeastern Brazil, Bol. Mus. Biol. Mello Leitão, v. 38, n. 3, p. 265-274, 2016.
- BAÊTA, D.; GIASSEN, L.O.M.; POMBAL JR, J.P.; HADDAD, C.F.B. Review of the rare genus *Phrynomedusa* Miranda-Ribeiro, 1923 (Anura:Phyllomedusidae) with description of a new species, Herpetological Monographs, v. 30, n. 1, p. 49-78, 2016.
- BASTAZINI, C.V. Anfíbios da restinga do município de Mata de São João, Bahia, Brasil: Que variáveis ambientais estão associadas à composição dos anuros? Dissertação (Mestrado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2006, 58 p.
- BENÍCIO, R.A.; SILVA, G.R.; FONSECA, M.G. Amphibia, Anura, Hylidae, *Sphaenorhynchus lacteus* (Daudin, 1800): First record of the genus and species for the state of Piauí, Brazil, Check List, v. 7, n. 2, 2011.
- BERNECK, B.V.M.; HADDAD, C.F.B.; LYRA, M.L.; CRUZ, C.A.G.; FAIVOVICH, J. The Green Clade grows: A phylogenetic analysis of *Aplastodiscus* (Anura:Hylidae), Molecular Phylogenetics and Evolution, v. 97, p. 213–223, 2016.
- BOKERMANN, W.C.A. *Hyla langei*, a new frog from Paraná, Southern Brasil, Journal of the Ohio Herpetological Society, v. 5, n. 2, 1965.
- BORNSCHEIN, M.R.; MAURÍCIO, G.N.; PIE, M.R. Rectification of the type locality of *Ischnocnema paranaensis* (Anura: Brachycephalidae), a missing species of the Atlantic Forest of Brazil, Zootaxa, v. 3957, n. 2, p. 249–250, 2015.
- BORNSCHEIN, M.R.; FIRKOWSKI, C.R.; BELMONTE-LOPES, R.; CORRÊA, L.; RIBEIRO, L.F.; MORATO, S.A.A.; ANTONIAZZI-JR, R.L.; REINERT, B.L.; MEYER, A.L.S.; CINI, F.A.; PIE, M.R. Geographical and altitudinal distribution of *Brachycephalus* (Anura:Brachycephalidae) endemic to the Brazilian Atlantic Rainforest, PeerJ, v. 4, 2016.
- BRUSQUETTI, F.; THOMÉ, M.T.C.; CANEDO, C.; CONDEZ, T.H.; HADDAD, C.F.B. A new species of *Ischnocnema parva* species series (Anura,Brachycephalidae) from northern state of Rio de Janeiro, Brazil, Herpetologica, v. 69, n. 2, p. 175-185, 2013.
- CALDAS, F.L.S.; DE-CARVALHO, C.B.; GOMES, F.F.A.; FREITAS, E.B.; SANTOS, R.A.; SILVA, B.D.; SANTANA, D.O.; FARIA, R.G. Amphibia, Anura, Hylidae, *Phyllodytes punctatus* Caramaschi and Peixoto, 2004: Distribution extension and first record out of the type locality, Check List, v. 7, n. 1, 2011.
- CAMARDELLI, M.; NAPOLI, M.F. Amphibian conservation in the caatinga biome and semiarid region of Brazil, Herpetologica, v. 68, n. 1, p.31-47, 2012.
- CAMURUGI, F.; LIMA, T.M.; MERCÊS, E.A.; JUNCÁ, F.A. Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil, Biota Neotropica, v. 10, n. 2, 2010.
- CAMURUGI, F.; MERCÊS, E.A.; NUNES, I.; JUNCÁ, F.A. The tadpole of *Scinax strigilatus* (Spix, 1824) (Anura: Hylidae), Zootaxa, n. 3686, n. 4, p. 497–499, 2013.

- CANEDO, C. Phylogenetic relationships within anuran clade Terrarana, with emphasis on the placement of Brazilian Atlantic rainforest frogs genus *Ischnocnema* (Anura:Brachycephalidae), Molecular Phylogenetics and Evolution, v. 65, n. 2, p. 610-620, 2012.
- CANEDO, C.; DIXO, M.; POMBAL-JR., J.P. A new species of *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Anura, Microhylidae) from the Atlantic Forest of Bahia, Herpetologica, v. 60, n.4, p. 495-501, 2004.
- CARAMASCHI, U. Taxonomic status of *Leptoactylus ochraceus*, a forgotten species (Anura:Leptodactylidae), Revista Brasileira de Zoologia, v. 25, n. 3, p. 523-528, 2008.
- CARAMASCHI, U.; ALMEIDA, A.P.; GASPARINI, J.L. Description of two new species of *Sphaenorhynchus* (Anura, Hylidae) from the State of Espírito Santo, Southeastern Brazil Zootaxa, v. 2115, p. 34-46, 2009.
- CARAMASCHI, U.; FEIO, R.N.; SÃO-PEDRO, V.A. A new species of *Leptodactylus* Fitzinger (Anura, Leptodactylidae) from Serra do Brigadeiro, State of Minas Gerais, Southeastern Brazil. Zootaxa, n. 1861, p. 44-54, 2008.
- CARAMASCHI, U.; ORRICO, V.G.D.; FAIVOVICH, J.; DIAS, I.R.; SOLÉ, M. A new species of *Allophryne* (Anura: Allophrynidae) from the Atlantic Rain Forest biome of eastern Brazil, Herpetologica, v. 69, n.4, p. 480-491, 2013.
- CARNAVAL, A.C.O.Q.; PEIXOTO, O.L. A new species of *Hyla* from northeastern Brazil (Amphibia, Anura, Hylidae), Herpetologica, v. 60, n. 3, p. 387-395, 2004.
- CARNAVAL, A.C.O.Q.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O.L.; VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest, EcoHealth, v. 3, p. 41-48, 2006.
- CARVALHO-E-SILVA, A.N.P.T.; MONGIN, M.M.; IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. A new species of *Dendrobrynis* Jiménez-de-la-Espada from the Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Teresópolis, State of Rio de Janeiro, Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae), Zootaxa, p. 1-7, 2010.
- CARVALHO-E-SILVA, S.P.; CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T. IZECKSOHN, E. Nova espécie de *Hyla* Laurenti do grupo de *H. microcephala* Cope (Amphibia, Anura, Hylidae) do nordeste do Brasil, Revista Brasileira de Zoologia, v. 20, n. 3, p. 553-558, 2003.
- CARVALHO, T. Distribuição histórica de *Batrachochytrium dendrobatidis* no Brasil Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Campinas, 2016, 61p.
- CASSINI, C.S.; ORRICO, V.G.D.; DIAS, I.R.; SOLÉ, M.; HADDAD, C.F.B. Phenotypic variation of *Leptodactylus cupreus* Caramaschi, São-Pedro and Feio, 2008 (Anura, Leptodactylidae), Zootaxa, v. 3616, n. 1, p. 73-84, 2013.
- COSTA, P.N.; LOURENÇO, A.N.C.; ALMEIDA-SANTOS, P.; VAN SLUYS, M. Tadpole of the hylid frog *Bokermannohyla gouveai* (Peixoto & Cruz, 1992), Zootaxa, v. 2418, p. 61–64, 2010.
- CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U.; NAPOLI, M.F. A new species of *Chiasmocleis* (Anura, Microhylidae) from the Atlantic Forest of northeastern Bahia, Brazil, South American Journal of Herpetology, v. 2, n. 1, p. 47-52, 2007.
- CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N.; CASSINI, C.S. Nova espécie de *Chiasmocleis* Méhely, 1904 (Amphibia, Anura, Microhylidae) da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil, Arquivos do Museu Nacional, v. 65, n.1, p.33-38, 2007.
- CRUZ, C.A.G.; NAPOLI, M.F.; FONSECA, P.M. A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the State of Bahia, Brazil, South American Journal of Herpetology, v. 3, n. 3, p. 187-195, 2008.
- CRUZ, C.A.G.; NUNES, I.; LIMA, M.G. A new *Scinax* Wagler belonging to the *S. catharinae* clade (Anura: Hylidae) from the State of Alagoas, northeastern Brazil, Zootaxa, v. 3096, p. 18-26, 2011.
- DA SILVA, F.R.; LYRA, M.L.; HADDAD, C.F.B.; ROSSA-FERES, D.C. Expanding the knowledge about the occurrence of anurans in the highest amphibian diversity area of Atlantic Forest: Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brazil. Biota Neotropica, v. 17, n. 2, 2017.

- DIAS, I.R.; RÖDDER, D.; WEINSHEIMER, F.; KWET, A.; SOLÉ, M. Description of the advertisement call of *Phasmahyla spectabilis* Cruz, Feio & Nascimento, 2008 (Anura: Phyllomedusinae) with comments on its distribution and reproduction, Zootaxa, 2011.
- DIAS, I.R.; MEDEIROS, T.T.; NOVA, M.F.V., SOLÉ, M. Amphibians of Serra Bonita, southern Bahia: a new hotspot within Brazil's Atlantic Forest hotspot. ZooKeys 449: 105–130, 2014.
- DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest?, Journal of Tropical Ecology, v. 24, p. 551–554, 2008.
- DORIGO, T.A; VRCIBRADIC, D.; ROCHA, C.F.D. The amphibians of the state of Rio de Janeiro, Brazil: an updated and commented list, Papéis Avulsos de Zoologia, v.58, 2008.
- DUBOIS, A.; CROMBIE, R.I.; GLAW, F. Amphibia Mundi. 1.2. Recent amphibians: generic and infrageneric taxonomic additions (1981-2002) Alytes, v. 23, n. 1-2, p. 25-69, 2005.
- FABRI, D.A. Molecular Phylogenetics of Crossodactylus Duméril & Bibron, 1841 (Anura:Hylodidae), Dissertação (Mestrado) Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2013, 46 p.
- FARIA, D.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; LAPS, R.R; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil, Biodiversity Conservation, v. 16, p. 2335–2357, 2007.
- FOLLY, M.; BEZERRA, A.M.; RUGGERI, J.; HEPP, F. CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T. 3, GOMES, M.R.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. Anuran fauna of the high-elevation areas of the Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), Southeastern Brazil, Oecologia Australis, v. 20, n.2, p. 247-258, 2016.
- FONSECA, E.M.; NEVES, M.O.; SANTANA, D.J.; RIOS, S.H.V.; CARVALHO, R.M.H. Distribution extension of *Chiasmocleis mantiqueira* Cruz, Feio and Cassini, 2007 (Anura, Microhylidae), Herpetology Notes, v. 6, p. 19-20, 2013.
- FORLANI, M.C.; MENDES, C.V.M.; DIAS, I.R.; RUAS, D.S.; TONINI, J.F.R.; DE SÁ, R.O. The advertisement calls and distribution of two sympatric species of *Chiasmocleis* (Méhely 1904) (Anura, Microhylidae, Gastrophryninae) from the Atlantic Forest South American Journal of Herpetology, v. 8, n. 1, p. 46-51, 2013.
- FOUQUET, A.; RECORDER, R.; TEIXEIRA JR., M.; CASSIMIRO, J.; Amaro, R.C.; CAMACHO, A.; DAMASCENO, R.; CARNAVAL, A.C.; MORITZ, C.; RODRIGUES, M.T. Molecular phylogeny and morphometric analyses reveal deep divergence between Amazonia and Atlantic Forest species of *Dendrophryniscus*, Molecular Phylogenetics and Evolution, v. 62, p. 826–838, 2012.
- GAREY, M.V.; PROVETE, D.B. Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of Southern and southeastern Brazil, Oecologia Australis, v. 20, n.2, p. 232-246, 2016.
- GAREY, M.V.; PROVETE, D.B.; MARTINS, I.A.; HADDAD, C.F.B.; ROSSA-FERES, D.C. Anurans from the Serra da Bocaina National Park and surrounding buffer area, southeastern Brazil, Check List, v. 10, n. 2, p. 308–316, 2014.
- GIARETTA, A.; AGUIAR JR., O. A new species of *Megaelosia* from the Mantiqueira range, Southeastern Brazil, Journal of Herpetology, v. 32, n. 1, p 80-83, 1998.
- GIARETTA, A.; BOKERMANN, W.C.A.; HADDAD, C.F.B. A review of the genus *Megaelosia* (Anura: Leptodactylidae) with a description of a new species, Journal of Herpetology, v. 27, n. 3, p. 276-285, 1993.
- GIASSON, L.O.M. Atividade Sazonal e uso do ambiente por anfíbios da Mata Atlântica no Alto da Serra do Mar. Tese (Doutorado), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2008, 148 p.
- GUAYASAMIN, J.M. Phylogeny, taxonomy, character evolution, and biogeography of Glassfrogs (Amphibia: Centrolenidae). Dissertação (mestrado), University of Kansas, 2003.

- GUIMARÃES, C.S.; LUZ, S.; ROCHA, P.C.; FEIO, R.N. The dark side of pumpkin toadlet: a new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from Serra do Brigadeiro, southeastern Brazil, *Zootaxa*, v. 4258, n. 4, p. 327–344, 2017.
- HEYER, W.R. The lectotype of *Cystignathus hylodes* Reinhardt and Lütken, 1862, *Journal of Herpetology*, v. 34, n. 1, p. 150-153, 2000.
- IZECKSOHN, E. Três novas espécies de *Dendrobryniscus* Jimenéz de La Espada das regiões Sudeste e Sul do Brasil (Amphibia, Anura, Bufonidae), *Revta bras. Zool.*, v. 10, n. 3, p. 473-488, 1993.
- IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. As espécies de *Gastrotheca* Fitzinger na Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Amphibia: Anura: Amphignathodontidae), *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 1, p. 100–110, 2008.
- JIM, J.; CARAMASCHI, U. Uma nova espécie de *Hyla* da região de Botucatu, São Paulo, Brasil (Amphibia, Anura) *Revista Brasileira de Biologia*, v. 39, n. 3, p.717-719, 1979.
- JUARES, A. M. Diversidade de anuros da Serra da Mantiqueira, na região do Pico dos Marins. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, 2011, 120p.
- KWET, A.; DI-BERNARDO, M. Elachistocleis erythrogaster, a New Microhylid Species from Rio Grande do Sul, Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 33, n. 1, p. 7-18, 1998.
- LACERDA, J.V.A.; BILATE, M.; FEIO, R.N. Advertisement call of *Sphaenorhynchus mirim* Caramaschi, Almeida and Gasparini, 2009, (Anura: Hylidae), *South American Journal of Herpetology*, v. 6, n. 3, p. 211-214, 2011.
- LACERDA, J.V.A.; FERREIRA, R.B.; SOUZA, G.A.; SILVA, H.R.; FEIO, R.N. On the diagnosis and conservation of the poorly known bromeligenous *Scinax arduous* Peixoto, 2002 (Amphibia; Anura; Hylidae) *Zootaxa*, v. 4021, n. 3, p. 401-417, 2015.
- LACERDA, J.V.A.; MOURA, M.R. Vocal repertoire of *Sphaenorhynchus palustris* (Anura, Hylidae), with notes on *S. botocudo*, *Salamandra*, v. 49, n. 2, p.105-108, 2013.
- LACERDA, J.V.A.; SANTANA, D.J.; SILVA, E.T.; FEIO, R.N. Amphibia, Anura, Hylidae, *Sphaenorhynchus botocudo* Caramaschi, Almeida and Gasparini, 2009: First state record and first record out of the type locality, *Check List*, v. 6, n. 2, p. 242-243, 2010.
- LAIA, R.C.; ROCHA, C.F.D. Adults and tadpoles of species of Hylodidae (Anura): History and taxonomy perspectives, *Zoologia*, v. 29, n. 1, p. 89–94, fev. 2012.
- LAMAS, A.P.N. Revisão taxonômica do complexo de espécies de *Scinax duartei* (B. Lutz, 1951) (Anura, Hylidae). Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002, 142p.
- LANGNONE, J.A.; SEGALLA, M.V.; BORNSCHEIN, M. DE SÁ, R.O. A new reproductive mode in the genus *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae) with description of a new species from the state of Paraná, Brazil, *South American Journal of Herpetology*, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2008.
- LIMA, A.P.; CALDWELL, J.P.; BIAVATI, G.; MONTANARIN, A. A new species of *Allobates* (Anura: Aromobatidae) from Paleovárzea Forest in Amazonas, Brazil, *Zootaxa*, n. 2337, p. 1–17, 2010.
- LOURENÇO, A.C.C.; ZINA, J.; CATROLI, G.F.; KASAHARA, S.; FAIVOVICH, J.; HADDAD, C.F.B. A new species of the *Scinax catharinae* group (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, *Zootaxa*, v. 4154, n. 4, p. 415-435, 2016.
- LUTZ, B. Anfíbios anuros da coleção Adolpho Lutz III – *Hyla claresignata* Lutz & Bertha Lutz, 1939. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v.46, n.1, 1948.
- LUTZ, B. New frogs from Itatiaia Mountain, Brazil, *Copeia*, v. 1952, n. 1, p. 27-30, 1952.
- MACHADO, I.F.; MOREIRA, L.F.B.; SILVA, R.B.; BECKER, R.G.; MESQUITA, A.S.O. Amphibia, Anura, Centrolenidae, *Vitreorana uranoscopa* (Müller, 1924): Distribution extension in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, *Check List*, v. 6, n. 3, 2010.

- MACIEL, A.O.; HOOGLMOED, M.S. Taxonomy and distribution of caecilian amphibians (Gymnophiona) of Brazilian Amazonia, with a key to their identification, *Zootaxa*, v. 2984, p. 1–53, 2011.
- MARTINS, I.A. Natural history of *Holoaden luederwaldti* (Amphibia: Strabomantidea: Holoadeninae) in Southeastern Brazil, *Zoologia*, v.27, n.1, p.40-46, 2010.
- MATOS, L.D. Revisão taxonômica das espécies de *Cycloramphus* do grupo *eleutherodactylus* (Anura, Cycloramphidae), Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, 2011, 121p.
- MATOS, M.A. Efeito da redução da cobertura florestal sobre anuros e lagartos de serapilheira em paisagens da Mata Atlântica da Bahia, Brasil. Dissertação (mestrado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012, 80p.
- MENDES, C.V.M.; RUAS, D.S.; LOURENÇO-DE-MORAES, R.; RÖDDER, D.; SOLÉ, M. The advertisement call of *Gastrotheca fissipes* Boulenger, 1888 (Anura, Hemiphractidae) with comments on its distribution, *Zootaxa*, v. 3312, p. 62–64, 2012.
- MENDES, C.V.M.; JUNIOR, E.M.; RUAS, D.S.; OLIVEIRA, R.M.; SOLÉ, M. Advertisement call of *Scinax strigilatus* (Spix, 1824) (Anura: Hylidae) from southern Bahia, Brazil, *Zootaxa*, v. 3647, n. 3, p. 499-500, 2013.
- MENDES, C.V.M.; RUAS, D.S.; OLIVEIRA, R.M.; CASTRO, I.M.; DIAS, I.R.; BAUMGARTEN, J.E. JUNCÁ, F.A.; SOLÉ, M. Amphibians of the Reserva Ecológica Michelin: a high diversity site in the lowland Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil, *ZooKeys*, v. 753, p. 1–21, 2018.
- MIRA-MENDES, C.V.; RUAS, D.S.; OLIVEIRA, R.M.; CASTRO, I.M.; DIAS, I.R.; BAUMGARTEN, J.; JUNCÁ, F.A.; SOLÉ, M. Amphibians of the Reserva Ecológica Michelin: a high diversity site in the lowland Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil, *ZooKeys*, v. 753, p. 1–21, 2018.
- MOLLO NETO, A.; TEIXEIRA JR, M. Checklist of the genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro, 1920 (Anura: Hylidae): Distribution map, and new record from São Paulo state, Brazil, *Check List*, v. 8, n.6, p. 1303–1307, 2012.
- MORAES, R.L.; RECCHIA, M.D.P.; ANDRADE, L.S. Presença de girinos de *Aplastodiscus ebrhardti* (Müller, 1924) (Anura:Hylidae) em zona litorânea na cidade de Caiobá-PR, *Revista Uningá*, n.10, p. 113-122, 2006.
- MORAIS, A.R.; SIQUEIRA, M.N.; LEMES, P.; MACIEL, N.M.; MARCO JR, P.; BRITO, D. Unraveling the conservation status of Data Deficient species, *Biological Conservation* v. 166, p. 98-102, 2013.
- MOTTA, A.P.; SILVA, E.T.; FEIO, R.N.; DERGAM, J.A. The tadpole of *Leptodactylus cupreus* Caramaschi, Feio & São Pedro, 2008 (Anura, Leptodactylidae), *Zootaxa*, v. 2640, p. 65–68, 2010.
- MOURA, M.R.; MOTTA, A.P.; FERNANDES, V.D.; FEIO, R.N. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil, *Biota Neotropica*, v. 12, n. 1, 2012.
- MOROTI, M.T.; PEDROZO, M.; MACHADO, I.F.; SANTANA, D.J. Distribution extension of *Chiasmocleis mantiqueira* Cruz, Feio and Cassini, 2007 (Amphibia, Anura, Microhylidae) in state of São Paulo, *Herpetology Notes*, v. 9, p. 229-231, 2016.
- NAPOLI. M.F.; ABREU, R.O.; CRUZ, D.; HERRERA, J.B.; PETERSEN, E.; KLEIN, W. Advertisement call of *Dendropsophus studerae* (Carvalho-e-Silva, Carvalho-e-Silva and Izecksohn, 2003) (Anura: Hylidae), with new record and geographic distribution extension, *Zootaxa*, v. 3878, n. 6, p. 593–596, 2014.
- NAPOLI. M.F.; SOEIRO, M.; TREVISAN, C.C.; SILVA, R.M.L. New record of *Chthonerpeton noctinectes* da Silva, Britto-Pereira and Caramaschi, 2003 (Gymnophiona, Typhlonectidae) from the Monte Cristo Island, Todos-os-Santos Bay, Bahia State, northeastern Brazil, *Herpetology Notes*, v. 8, p. 43-45, 2015.

- NASCIMENTO, L.B.; CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N. A new species of diurnal frog in the genus *Crossodactylus* Duméril and Bibron, 1841 (Anura, Leptodactylidae) from Southeastern Brazil, *Amphibia-Reptilia*, v. 26, p. 497-505, 2005.
- NEVES, M.O. Anfíbios da Serra Negra, Zona da Mata de Minas Gerais, e padrões de distribuição dos anuros da Serra da Mantiqueira e Sul do Espinhaço. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015, 76p.
- NEVES, M.O.; FERREIRA, V.G.; FONSECA, E.M.; CERON, K.; VARELA-RIOS, C.H.; CARVALHO, R.M.H. Anurans of Juiz de Fora municipality, Zona da Mata of Minas Gerais state of Brazil, *Oecologia Australis*, v. 21, n. 4, p. 374-384, 2017.
- NOGUEIRA-COSTA, P.; ALMEIDA-SANTOS, P.; CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U. The giant tadpoles of *Megaelosia jordanensis* (Heyer, 1983), *Zootaxa*, n. 3581, p. 86-88, 2012.
- NUSSBAUM, R.A.; WILKINSON, M. Two new species of *Chthonerpeton* (Amphibia:Gymnophiona:Typhlonectidae) from Brazil, *Occasional Papers of the Museum of Zoology, The University of Michigan*, n.716, 1987.
- OLIVEIRA, A.K.C. Estruturação de assembleias de girinos sujeitas ao hidroperíodo: Uma abordagem em diferentes escalas. Tese (doutorado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015, 142 p.
- OLIVEIRA, J.C.F.; PRALON, E.; COCO, L.; PAGOTTO, R.V.; ROCHA, C.F.D. Environmental humidity and leaf-litter depth affecting ecological parameters of a leaf-litter frog community in an Atlantic Rainforest area, *Journal of Natural History*, v. 47, n. 31-32, p. 2115-2124, 2013.
- PAGLIA, A.P.; PAESE, A.; BEDÊ, L.; FONSECA, M.; PINTO, L.P.; MACHADO, L.P. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica, p. 39-50. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume II - Seminários. Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. Curitiba, PR. 2004.*
- PALMEIRA, C.N.S.; GONÇALVES, U. Anurofauna de uma localidade na Mata Atlântica setentrional, Alagoas, Brasil, *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão*, v. 37, n. 1, p. 141-163, 2015.
- PEIXOTO, O.L.; CRUZ, C.A.G. New species of *Hyla* from the “Serra da Mantiqueira, Itatiaia, Rio de Janeiro” State – (Amphibia, Anura, Hylidae). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, v. 87, p. 197-200, 1992.
- PEIXOTO, O.L.; GOMES, M.R. Catalogue of anuran types in the Eugenio Izecksohn Herpetological collection (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, n. 3, 2007.
- PERES, J.; SIMON, J.E.; NASCIMENTO, D.S.; FEIO, R.N. Amphibia, Anura, Leptodactylidae, *Leptodactylus cupreus* Caramaschi, Feio and São-Pedro, 2008: Distribution extension, *Check List*, v. 6, n. 4, p. 481-482, 2010.
- PIMENTA, B.V.S.; CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U. Taxonomic review of the species complex of *Crossodactylus* dispar A. Lutz, 1925 (Anura, Hylodidae), v. 45, n. 1, p. 1-33, 2014.
- POMBAL JR., J.P.; FEIO, R.N.; HADDAD, C.F.B. A new species of torrent frog genus *Hylodes* (Anura:Leptodactylidae) from Southeasterns Brazil, *Herpetologica*, v. 58, n. 4, p. 462-471, 2002.
- POMBAL JR., J.P. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from Atlantic Rain Forest of southeastern Brazil, *Amphibia-Reptilia*, v. 22, p. 179-185, Leiden, 2001.
- POMBAL JR., J.P.; CARVALHO JR., R.R.; CANELAS, M.A.S.; BASTOS, R.P. A new *Scinax* of the *S. catharinae* species group from Central Brazil (Amphibia:Anura:Hylidae), *Zoologia*, v.27, n.5, p.795-802, 2010.
- POMBAL JR., J.P.; GORDO, M. Duas novas espécies de *Hyla* da Floresta Atlântica no Estado de São Paulo (Amphibia, Anura), *Mem. Inst. Butantan*, v. 53, n. 1, p. 135-144, 1991.
- PROVETE, D.B. Uso de recursos e padrão de co-ocorrência com insetos predadores em comunidades subtropicais de girinos. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2010, 88p.

- PROVETE, D.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; GAREY, M.V.; MARTINS, I.A.; ROSSA-FERES, D.C. Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity, *Hydrobiologia*, v. 734, p. 69-79, 2014.
- RECORDER, R.S.; TEIXEIRA JUNIOR, M.; CASSIMIRO, J.; CAMACHO, A.; RODRIGUES, M.T. A new species of *Dendrobrynisus* (Amphibia, Anura, Bufonidae) from the Atlantic Rainforest of southern Bahia, Brazil, *Zootaxa*, v. 2642, p. 36-44, 2010.
- ROBERTO, I.J.; OLIVEIRA, C.R.; ARAÚJO-FILHO, J.A.; OLIVEIRA, H.F.; AVILA, R.W. The herpetofauna of the Serra do Urubu mountain range: a key biodiversity area for conservation in the Brazilian Atlantic forest, *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 57, n. 27, p. 347-373, 2017.
- RODRIGUES, G.D.V.; G.D.V.; NASCIMENTO, F.A.C.; ALMEIDA, J.P.F.A.; MOTT, T. The tadpole of *Scinax skuki* (Anura: Hylidae) from the type locality, with a description of its larval skeleton. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 2017.
- 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 Neotrop.*, v. 11, n. 1, 2011.
- SABAGH, L.T.; FERREIRA, R.B.; ROCHA, C.F.D. Host bromeliads and their associated frog species: Further considerations on the importance of species interactions for conservation, *Symbiosis*, v. 73, p. 201–211, 2017.
- SANTANA, G.; TORQUATO, S.; VIEIRA, K.S.; VIEIRA, W.L.S.; MONTENEGRO, P.F.G.P.; AMORIM, F.E.; SANTOS, E.M.; VASCONSELLOS, A.; ALVES, R.R.N. Geographic distribution of *Gastrotheca fissipes* (Boulenger, 1888) (Anura: Hemiphractidae) in the Brazilian Atlantic Forest, *Braz. J. Biol.*, 2015.
- SANTANA, D.J.; FONSECA, E.M.; NEVES, M.O.; CARVALHO, R.M.H. A new species of *Adelophryne* (Anura: Eleutherodactylidae) from the Atlantic Forest, southeastern Brazil, *Salamandra*, v. 48, n. 4, p. 187–192, 2012.
- SANTOS, R.L.M.D. Anurofauna de remanescentes de Floresta Atlântica no Litoral Norte do Estado da Bahia. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal Bahia, Salvador, 2013, 16p.
- SANTOS, F.J.M.; PROTÁZIO, A.S.; MOURA, C.W.N.; JUNCÁ, F.A. Diet and food resource partition among benthic tadpoles of three anuran species in Atlantic Forest tropical streams, *Journal of Freshwater Ecology*, v. 31, v. 1, p. 53-60, 2016.
- SANTOS, I.M.C. Comedores de formigas: Análise da dieta de duas espécies de anfíbios anuros em um fragmento de Mata Atlântica do Sul da Bahia. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Santa Cruz. 2016, 68p.
- SILVA, F.R.; PRADO, V.H.M.; ROSSA-FERES, D.C. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887): Distribution extension, new state record and geographic distribution map, *Check List*, v. 6, n. 3, p. 402-404, 2010.
- SILVA, H.R.; BENMAMAN, P. Uma nova espécie de *Hylodes* Fitzinger da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil (Anura: Hylodidae), *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 1, p. 89-99, 2008.
- SILVA, B.V.M. Conservação de anfíbios anuros endêmicos e ameaçados da Mata Atlântica Setentrional, Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2012, 74 p.
- SILVA, F.R. A influência dos fragmentos florestais na dinâmica de populações de anuros no noroeste do Estado de São Paulo. Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2011, 76p.
- SILVA-SOARES, T.; MALAGOLI, L.R.; CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U. On the taxonomy and natural history of the secretive *Ischnocnema lactea* (Miranda-Ribeiro, 1923) (Anura: Brachycephaloidea: Brachycephalidae), *Zootaxa*, v. 4444, n. 2, p. 137–153, 2018.
- SILVA-SOARES, T.; VALADARES, A.P.; KOSKI, D.A.; FERREIRA, R.B.; CRUZ, C.A.G. New records and distribution of *Aplastodiscus arildae* (Cruz & Peixoto, 1985) (Amphibia, Anura, Hylidae) in the southeast of Brazil, *Herpetology Notes*, v. 4, p. 255-258, 2011.

- SILVA-SOARES, T.; SCHERRER, P.V. Amphibians of Parque Estadual do Forno Grande, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil: Species composition and conservation, North-western Journal of Zoology, v. 9, n.1, p. 113-120, 2013.
- TAUCCE, P.P.G.; LEITE, F.S.F.; SANTOS, P.S.; FEIO, R.N.; GARCIA, P.C.A. The advertisement call, color patterns and distribution of *Ischnocnema izecksohni* (Caramaschi and Kisteumacher, 1989) (Anura, Brachycephalidae) Papéis Avulsos de Zoologia, v. 52, 2012.
- TAUCCE, P.P.G.; PINHEIRO, P.D.P.; LEITE, F.S.F.; GARCIA, P.C.A. Advertisement call and morphological variation of the poorly known and endemic *Bokermannohyla juiju* Faivovich, Lugli, Lourenço and Haddad, 2009 (Anura: Hylidae) from Central Bahia, Brazil, Zootaxa, v. 3915, n. 1, p. 99–110, 2015.
- TEIXEIRA JR., M.; DAL VECCHIO, F.; RECODER, R.S.; CARNAVAL, A.N.; STRANGAS, M.; DAMASCENO, R.P.; DE SENA, M.A.; RODRIGUES, M.T. Two new species of marsupial tree-frogs genus *Gastrotheca* Fitzinger, 1843 (Anura, Hemiphractidae) from the Brazilian Atlantic Forest, Zootaxa, v. 3437, p. 1–23, 2012.
- TEIXEIRA, L.S. Filogeografia do complexo *Ischnocnema láctea* e *Ischnocnema holti* (Anura, Brachycephalidae), Sudeste do Brasil, Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015, 53p.
- THOMÉ, M.T.C.; BRASILEIRO, C.A. Sexual Dimorphism, habitat use and seasonal abundance of *Elachistocleis* cf. *ovalis* (Anura: Microhylidae) in a Cerrado remnant of São Paulo state, southeastern Brazil. Biota Neotropica, v. 7, n. 1, 2007.
- TOLEDO, L.F.; GARCIA, P.C.A.; LINGNAU, R.; HADDAD, C.F.B. A new species of *Sphaenorhynchus* (Anura; Hylidae) from Brazil, Zootaxa, v. 1658, p. 57–68, 2007.
- TONINI, J.F.R., CARÃO, L.M., PINTO, I.S., GASPARINI, J.L., LEITE, Y.L.R. & COSTA, L.P. Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, State of Espírito Santo, Southeastern Brazil. Biota Neotrop., v. 10, n. 3, 2010.
- TREVINE, V.C. Levantamento da herpetofauna do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP. Dissertação (mestrado) Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2011, 197p.
- VAN SLUYS, M.; CRUZ, C.A.G.; VRCIBRADIC, D.; SILVA, H.R. ; GOMES, M.A. & ROCHA, C.F.D. Anfíbios nos remanescentes florestais de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. In: BERGALLO, H.G.; FIDALGO, E.C.C.; ROCHA, C.F.D.; UZÊDA, M.C.; COSTA, M.B.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M.; SANTOS, M.A.; COSTA, T.C.C. & COZZOLINO, A.C.R. (Eds.). Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 2009. Cap 12, p. 175-182.
- VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T. On the Identity of *Cycloramphus jordanensis* Heyer, 1983 (Anura: Cycloramphidae), Herpetologica, v. 64, n. 4, p.452-457, 2008.
- VIEIRA, K.A. Análise filogenética de *Sphaenorhynchus* Tschudi, 1838 (Anura: Hylidae). Dissertação (mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2010, 110p.
- VILELA, B.; LISBOA, B.S.; NASCIMENTO, F.A.C. Reproduction of *Agalychnis granulosa* Cruz, 1989 (Anura: Hylidae), Journal of Natural History, 2014.
- WEBER, L.N.; SILVA-SOARES, T.; SALLES, R.O.L. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas secedens*: Reassessment of type locality coordinates and distribution extension, Check List, v. 5, n. 2, p.218–221, 2009.
- WEBER, L.N.; GONZAGA, L.P.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. A new species of *Physalaemus* Fitzinger, 1826 from the Lowland Atlantic Forest of Rio de Janeiro State, Brazil (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro, v.63, n.4, p.677-684, 2005.
- WILKINSON, M.; NUSSBAUM, R.A. Taxonomic status of *Pseudosiphonops ptychodermis* Taylor and *Mimosiphonops vermiculatus* Taylor (Amphibia: Gymnophiona: Caeciliidae) with description of a new species, Journal of Natural History, v.26, p. 675-688, 1992.

ZANK, C.; BECKER, F.G.. ABADIE, M.; BALDO, D.; MANEIRO, R.; BORGES-MARTINS, M. Climate Change and the Distribution of Neotropical Red-Bellied Toads (*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): How to Prioritize Species and Populations? PlosOne, v. 9, n. 4, 2014.

ANEXO J.

Mata Atlântica.

Lista dos municípios selecionados pelas análises de priorização, divididos por região geopolítica da

Municípios em áreas priorizadas pelas análises			
Regiões	Municípios	Oportunidade	Sem incertezas
Nordeste	Alcobaça	X	X
	Belmonte	X	X
	Buerarema	X	X
	Cachoeira	X	X
	Camacan	X	X
	Camamu	X	X
	Canavieiras	X	X
	Candeias	X	X
	Capela	X	-
	Carinhanha	X	X
	Catu	X	X
	Coaraci	X	X
	Col. Leopoldina	X	X
	Conceição do Jacuipé	X	X
	Esplanada	X	X
	Estância	X	X
	Eunápolis	X	X
	Feira de Santana	X	X
	Gandu	X	X
	Garanhuns	X	X
	Goiana	X	X
	Goianinha	X	X
	Guanambi	X	X
	Ibicaraí	X	X
	Ilhéus	X	X
	Indiaroba	X	X
	Ipiau	X	X
	Irar	X	X
	Itamaraju	X	X
	Itaparica	X	X
	Itapebi	X	X
	Jaguaquara	X	X
	Jitaúna	X	X
	João Pessoa	-	X
	Maracás	X	X
	Mucuri	X	X
	Nazaré	X	X
	Neópolis	X	-
	Nova Viçosa	X	X
	Olho D'água das Flores	X	-

Sudeste	Palmares	X	X
	Paulo Afonso	X	-
	Penedo	X	-
	Petrolândia	X	X
	Pilar	X	X
	Poço Redondo	X	-
	Porto da Folha	X	-
	Porto Seguro	X	X
	Prado	X	X
	Propri	X	-
	Quipap	X	X
	Ribeirão	X	X
	Rio Real	X	X
	S. Bento do Una	X	-
	S. Inês	X	X
	S. Sebastião	X	-
	São Miguel dos Campos	X	X
	Sirinhaém	X	X
	Sto. Amaro	X	X
	TeiXeira de Freitas	X	X
	Ubaitaba	X	X
	Una	X	X
	Valença	X	X
	Total	62	53
	Afonso Cláudio	X	X
	Aimorés	X	X
	Alegre	X	X
	Alfenas	X	X
	Anchieta	X	X
	Andrelândia	X	X
	Angra dos Reis	X	X
	Aracruz	X	X
	Avaré	-	X
	BaiXo Guandu	X	X
	Barbacena	X	X
	Barra de Nova Venécia	X	X
	Bicas	X	X
	Bom Sucesso	X	X
	Botucatu	-	X
	Cabo Frio	X	X
	Cajati	X	X
	Campo Belo	-	X
	Cananeia	X	X
	Carandaí	X	X

Carangola	X	X
Caratinga	-	X
Carlos Chagas	X	X
Carmo do Rio Claro	X	X
Castelo	X	X
CaXambu	X	X
Colatina	X	X
Conceição da Barra	X	X
Conceição de Macabu	X	X
Conceição do Mato Dentro	X	X
Congonhas	X	X
Contagem	X	X
Cordeiro	X	X
Diamantina	X	X
Ecoporanga	X	X
Gouvêa	X	X
Guanhães	X	X
Guarapari	X	X
Guaratinguetá	X	X
Guarujá	X	X
GuaXupé	X	X
Iúna	X	X
Ipanema	X	X
Itacarambi	X	X
Itaguaçu	X	X
Itajubá	X	X
Itambacuri	X	X
Itapemirim	X	X
Itaperuna	X	-
Januária	X	X
Juiz de Fora	X	X
Jundiaí	-	X
Juqui	X	X
Lajinha	X	X
Lambari	-	X
Lavras	X	X
Linhares	X	X
Lorena	X	X
Macaé	X	X
Manga	X	X
Manhuaçu	-	X
Mariana	X	X
Mendes	X	X
Miracema	X	X

Sul	Montanha	X	X
	Monte Santo de Minas	X	X
	Nova Era	X	X
	Nova Iguaçu	X	X
	Ouro Preto	X	X
	Parati	X	X
	Perdões	X	X
	Peruibe	X	X
	Pinheiros	X	X
	Poços de Caldas	X	X
	Pouso Alegre	X	X
	Pertrópolis	X	X
	Regiistro	X	X
	Resplendor	X	X
	Rio Piracicaba	X	X
	S. Carlos	-	X
	S. Fidélis	X	-
	S. João Evangelista	-	X
	S. Jos, dos Campos	-	X
	S. Lourenço	X	X
	S. Maria do Suaçuí	-	X
	São Mateus	X	X
	Santos	X	X
	Saquarema	X	X
	Serro	X	X
	Ubatuba	X	X
	Valença	X	X
	Volta Redonda	X	X
	Total	81	90
Sul	Araranguá	X	X
	Araucária	X	X
	Balneário Camboriú	X	X
	Barbosa Ferraz	X	-
	Barra Velha	X	X
	Blumenal	X	X
	Bom Jesus	X	X
	Caçador	X	X
	Canela	X	X
	Criciúma	X	X
	Curitibanos	X	X
	Farroupilha	X	X
	FaXinal	X	-
	Florianópolis	X	X
	Gramado	X	X

	Guaporé	X	X
	Guarapuava	X	-
	Guaratuba	X	X
	Içara	X	X
	Imbituba	X	X
	Ituporanga	X	X
	Ivaiporã	X	-
	Jaraguá do Sul	X	X
	Joaçaba	X	X
	Joinville	X	X
	Lages	X	X
	Laguna	X	X
	Mandaguari	X	-
	Maringá	X	-
	Orleans	X	X
	Palmas	X	-
	Paranaguá	X	X
	Porto União	X	X
	Rio do Sul	X	X
	S. Cecília	-	X
	S. Francisco do Sul	X	X
	S. Joaquim	X	X
	Sombrio	X	X
	Taió	X	X
	Timbó	X	X
	Torres	X	X
	União da Vitória	-	X
	Urussanga	X	X
	Vacaria	X	X
	Total	42	37
Mata Atlântica	Total	185	180

ANEXO K. Lista das unidades de conservação selecionadas pelas análises de priorização, divididos por região geopolítica da Mata Atlântica.

Unidades de Conservação nas áreas Prioritárias		
Região	Nome da UC	Estado
Nordeste	1 APA Baía de Camamu	BA
	2 APA Baía de todos os Santos	BA
	3 APA Bonfim-Guaraíras	RN
	4 APA Caminhos Ecológico da Boa Esperança	BA
	5 APA Caraíva- Trancoso	BA
	6 APA Coroa Vermelha	BA
	7 APA Costa de Itacaré -Serra Grande	BA
	8 APA da Marituba do Peixe	AL
	9 APA das Ilhas de Tinharé e Boipeba	BA
	10 APA de Guadalupe	BA
	11 APA de Murici	AL
	12 APA de Piaçabuçu	AL
	13 APA de Santa Cruz	PE
	14 APA de Santa Rita	AL
	15 APA do litoral Norte	SE
	16 APA do Litoral Sul	SE
	17 APA do Pratagy	AL
	18 APA Joanes-Ipitanga	BA
	19 APA Lago de Pedra do Cavalo	BA
	20 APA Lagoa Encantada e Rio Almada	BA
	21 APA Litoral Norte do Estado da Bahia	BA
	22 APA Pratigi	BA
	23 APA Sto. Antônio	BA
	24 ESEC de Murici	AL
	25 MN do Rio São Francisco	BA/SE/AL
	26 PARNA do Alto do Cariri	BA
	27 PARNA do Decobrimento	BA
	28 PARNA do Pau Brasil	BA
	29 PARNA e Histórico do Monte Pascoal	BA
	30 Parna Serra das Lontras	BA
	31 Parna Serra de Itabaiana	SE
	32 Rebio de Pedra Talhada	PE/AL
	33 Rebio de Saltinho	PE
	34 Rebio de santa Izabel	SE
	35 Rebio de Uma	BA
	36 Rebio do Córrego Grande	ES/BA
	37 Resex Cassurubá	BA
	38 Resex Lagoa do Jequiá	AL
	39 Revis de Uma	BA
	40 Revis Rio dos Frades	BA

	41	RPPN Aldeia Verde	AL
	42	RPPN Boa Sorte	AL
	43	RPPN Bom SossegeIII	BA
	44	RPPN Cahy	BA
	45	RPPN Canadá	AL
	46	RPPN Estação Vera Cruz	BA
	47	RPPN Fazenda Rosa do Sol	AL
	48	RPPN Fazenda Santa Beatriz do Carnijó	PE
	49	RPPN Fazenda São Pedro	AL
	50	RPPN Flor do NorteI	BA
	51	RPPN Flor do NorteII	BA
	52	RPPN fonte da Bica	SE
	53	RPPN Frei Caneca	PE
	54	RPPN Nossa Senhora do Oiteiro de Maracaípe	PE
	55	RPPN Osvaldo Timóteo	AL
	56	RPPN Placas	AL
	57	RPPN Primavera	BA
	58	RPPN PrimaveraI	BA
	59	RPPN Reserva Calaça	PE
	60	RPPN Reserva TerravistaII	BA
Sudeste	61	RPPN Reversa Maria Vicentini Lopes	BA
	62	RPPN Riacho das Pedras	BA
	63	RPPN Rio do Brasil II	BA
	64	RPPN Rio do Brasil IV	BA
	65	RPPN Santa Maria II	BA
	66	RPPN Santa Maria III	BA
	67	RPPN Serra do Contente	PE
	68	RPPN Tobogã	PE
	69	RPPN Vera Cruz	AL
	70	RPPN Vila Flor	AL
	1	APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	RJ
	2	APA de Guapi-Mirim	RJ
	3	APA de Guaraqueçaba	SP/PR
	4	APA do Carste de Lagoa Santa	MG
	5	APA Açucena	MG
	6	APA Água Branca	MG
	7	APA Água Santa de Minas	MG
	8	APA Águas Vertentes	MG
	9	APA Alto da Conceição	MG
	10	APA Alto do Rio Doce	MG
	11	APA Alto Taboão	MG
	12	APA Alto Xopotó	MG

13	APA Antônio Dias	MG
14	APA Araponga	MG
15	APA Árveor Bonita	MG
16	APA Bacia do Rio Pandeiros	MG
17	APA Barão e Capivara	MG
18	APA Boa Esperança	MG
19	Apa Bom Jardim	MG
20	APA Bom Jesus	MG
21	APA Bom Retiro	MG
22	APA Boqueirão da Mira	MG
23	APA Cabreúva	SP
24	APA Cachoeira Alegre	MG
25	APA Cachoeira das Andorinhas	MG
26	APA Cajamar	SP
27	APA Cajati	SP
28	APA Caparaó	MG
29	APA Carvão de Pedra	MG
30	APA Cavernas do Peruaçu	MG
31	APA Corredieras	MG
32	APA Córrego da Mata	MG
33	APA Corumbataí - Botucatu - Tejuapá	SP
34	APA da Bacia do Rio dos Frades	RJ
35	APA da Bacia do Rio Paraíba do Sul	MG/RJ/SP
36	APA da Orla Marítima da Baía de Sepetiba	RJ
37	APA da Serra da Capoeira Grande	RJ
38	APA da Serra da Mantiqueira	MG/RJ/SP
39	APA da serra de Sepitiba	RJ
40	APA da Serra do Mar	SP
41	APA da Serra do Mendanha	RJ
42	APA da serra dos Pretos Forros	RJ
43	APA da Vargem Alegre	MG
44	APA das Brisas	RJ
45	APA das Ptas. De Copac. E Arpoador e seus Entornos	RJ
46	APA das Serras do Gericinó - Mendanha	RJ
47	APA de Alto Jequitibá	MG
48	APA de Caiana	MG
49	APA de Cairuçu	RJ/SP
50	APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe	SP
51	APA de conceição da Barra	ES
52	APA de Ervália	MG
53	APA de Macaé de Cima	RJ
54	APA de Manhumirim	MG
55	APA de Marapendi	RJ
56	APA de Maricá	RJ

57	APA de Mestre Alvaro	ES
58	APA de Petrópolis	RJ
59	APA de Praia Mole	ES
60	APA de São Tomé	MG
61	APA de Sardoá	MG
62	APA de Tamóios	RJ
63	APA de Três Ilhas	ES
64	APA Divinilândia	MG
65	APA Divino	MG
66	APA do Bairro da Freguesia	RJ
67	APA do Belém	MG
68	APA do Morro da Pedreira	MG
69	APA do Morro do Leme	RJ
70	APA do Morro do Valqueire	RJ
71	APA do Morro do Silvário	RJ
72	APA do Pau-Brasil	RJ
73	APA do Pico do Goiapaba-Açú	ES
74	APA do Rio Guandu	RJ
75	APA Fazenda Capitão Eduardo	MG
76	APA Fechos	MG
77	APA Felício	MG
78	APA Felíssimo	MG
79	APA Fernão Dias	MG
80	APA Fervedouro	MG
81	APA Fortaleza De Ferros	MG
82	APA Francês	MG
83	Apa Gameleira	MG
84	APA Gonzaga	MG
85	APA Hematita	MG
86	APA Igarapé	MG
87	APA Ipanema	MG
88	APA Itabirinha	MG
89	APA Itacuru	MG
90	APA Ituparanga	SP
91	APA Jaboti	MG
92	APA Jacroá	MG
93	APA Jacutinga	MG
94	APA Jaguarapu	MG
95	APA Jundiá	SP
96	APA Lagoa Silvana	MG
97	APA Lajedão	MG
98	APA Macuco	MG
99	APA Mangaratiba	RJ
100	APA Martins Soares	MG

101	APA Massababa	RJ
102	APA Mirai	MG
103	APA Morro Agudo	RJ
104	APA Município de Coqueiral	MG
105	APA Município de Rio Pomba	MG
106	APA Nascentes do Ribeirão Sacramento	MG
107	APA Nascentes do Rio Tronqueiras	MG
108	APA Nova Era	MG
109	APA Parque e Fazenda do Carmo	SP
110	APA Pedra da Gafornia	MG
111	APA Pedra de Itaúna	MG
112	APA Pedra do Elefante	ES
113	APA Pedra Dourada	MG
114	APA Pico do Itajurú	MG
115	APA Piracicaba-Juqueri-Mirim (Área2)	SP
116	APA Pitanga	MG
117	APA Planalto do Panalto do Turvo	SP
118	APA Quilombo do Médio Ribeira	SP
119	APA Renascença	MG
120	APA Rio Machado	MG
121	APA Rio Manso	MG
122	APA Rio Mombaça	MG
123	APA Rio Pardinho e Rio Vermelho	SP
124	APA Rio Picão	MG
125	APA Rio Preto	MG
126	APA Santa Efigênia de Minas	MG
127	APA Santan do Paraíso	MG
128	APA Sapucaí-mirim	SP
129	APA Seritinga	MG
130	APA Serra Bom Sucesso	MG
131	APA Serra da Providência	MG
132	APA Serra das Aranhas	MG
133	APA Serra das Pedras	MG
134	APA Serra do Gavião	MG
135	APA Serra do Intendente	MG
136	APA Serra do Sabonetal	MG
137	APA Serra do Samba	RJ
138	APA Serra do Timóteo	MG
139	APA Serra do Turvo	MG
140	APA Serra dos Cocais	MG
141	APA Serra Talhada	MG
142	APA Silveiras	SP
143	APA Silverânia	MG
144	APA Sistema Cantareira	SP

145	APA Suaçuna	MG
146	APA Sul RMBH	MG
147	APA Surubi	MG
148	APA Tietê	SP
149	APA Tronqueiras	MG
150	APA Vale do Rio Macaúbas	MG
151	APA Vapabusul	MG
152	APA Vargem das Flores	MG
153	APA Varzea do Rio Tietê	SP
154	APA Virginópolis	MG
155	APA Zambel	MG
156	ARIE da Ilha Comprida	SP
157	ARIE de São Conrado	RJ
158	ARIE do Morro da Vargem	ES
159	ARIE Floresta da Cicuta	RJ
160	Esec da Guanabara	RJ
161	Esec de Tamoios	RJ
162	Esec de Tupinambás	SP
163	FE do Uaimi	MG
164	Flona de Goytacazes	ES
165	Flona de Lorena	SP
166	Flona de Pacotuba	ES
167	Flona Mario Xavier	RJ
168	Flona Passa Quatro	MG
169	Flona Rio Preto	ES
170	Flona Ipanema	SP
171	MN da Serra da Piedade	MG
172	MN do Arquipélago das Ilhas Cagarras	RJ
173	MN dos Pontões Capixabas	ES
174	Parna da Restinga de Jurubatiba	RJ
175	Parna da Serra da Bocaina	RJ/SP
176	Parna da Serra da Canastra	MG
177	Parna da Serra dos Orgãos	RJ
178	Parna da Tijuca	RJ
179	Parna das Sempre-Vivas	MG
180	Parna de Itatiaia	MG/RJ
181	Parna do Caparaó	ES/MG
182	RDS Barreiro - Anhemas	SP
183	RDS da Barra do Una	SP
184	RDS Lavras	SP
185	RDS Pinheirinho	SP
186	RDS Quilombo Barra do Turvo	SP
187	Rebio de Augusto Ruschi	ES
188	Rebio de Comboios	ES

189	Rebio de Poço das Antas	RJ
190	Rebio de Sooretama	ES
191	Rebio do Córrego do Veado	ES
192	Rebio do Córrego Grande	ES
193	Rebio do Tinguí	RJ
194	Rebio União	RJ
195	Resex Mandira	SP
196	Resex Marinha de Arraial do Cabo	RJ
197	Resex Ilha do Tumba	SP
198	RPPN Águas Claras I	RJ
199	RPPN Águas Vertentes	RJ
200	RPPN Alexandra	RJ
201	RPPN Bacchus	RJ
202	RPPN Belgo Mineira	MG
203	RPPN Bello e Kerida	RJ
204	RPPN Boa Esperança	RJ
205	RPPN Cachoeirinha	RJ
206	RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes	RJ
207	RPPN Carbocloro	SP
208	RPPN Carpi	RJ
209	RPPN Ceflusmme	RJ
210	RPPN Centro Ecológico Metodista Ana Gonzaga	RJ
211	RPPN Cisne Branco	RJ
212	RPPN Cláudia	RJ
213	RPPN Córrego Frio	RJ
214	RPPN da Cabeceira do Cafofo	RJ
215	RPPN do Sítio Santa Cruz	RJ
216	RPPN Duas Pedras	RJ
217	RPPN El Nagual	RJ
218	RPPN El Nagual	RJ
219	RPPN Fargo	RJ
220	RPPN Fazenda Á • guas Belas	PR
221	RPPN Fazenda Agro-Pastoril Gonçalves	SP
222	RPPN Fazenda Arco-Í • ris	RJ
223	RPPN Fazenda Bela Aurora	SP
224	RPPN Fazenda Bom Retiro	RJ
225	RPPN Fazenda Bulcão	MG
226	RPPN Fazenda Cachoeirinha	RJ
227	RPPN Fazenda Cafundó	ES
228	RPPN Fazenda Córrego da Luz	RJ
229	RPPN Fazenda Curucutu	SP
230	RPPN Fazenda da Gruta	MG
231	RPPN Fazenda da Serra	MG
232	RPPN Fazenda João Pereira/Poço Fundo	MG

233	RPPN Fazenda Limeira	RJ
234	RPPN Fazenda Mato Grosso	RJ
235	RPPN Fazenda Papagaio	MG
236	RPPN Fazenda Rio dos Pilões	SP
237	RPPN Fazenda Roça Grande	RJ
238	RPPN Fazenda Sambaíba	RJ
239	RPPN Fazenda San Michele	SP
240	RPPN Fazenda Santa Cristina	ES
241	RPPN Fazenda Santa Mônica	RJ
242	RPPN Fazenda São Benedito	RJ
243	RPPN Fazenda São Geraldo	RJ
244	RPPN Feliciano Miguel Abdalla	MG
245	RPPN Gleba O Saquinho de Itapirapuá	RJ
246	RPPN Gotas Azuis	RJ
247	RPPN Granja Redenção	RJ
248	RPPN Graziela Maciel Barroso	RJ
249	RPPN Jardim de Mukunda	RJ
250	RPPN Jornalista Antenor Novaes	RJ
251	RPPN Lençóis	RJ
252	RPPN Ly e Cleo	MG
253	RPPN Maria Francisca Guimarães	RJ
254	RPPN Marie Camille	RJ
255	RPPN Massambaba	RJ
256	RPPN Mata do Jambreiro	MG
257	RPPN Mata do Sossego	MG
258	RPPN Mata Samuel de Paula	MG
259	RPPN Mato Grosso II	RJ
260	RPPN Mitra do Bispo	MG
261	RPPN Monlevade	MG
262	RPPN Morro do Curussu Mirim	SP
263	RPPN Nossa Senhora Aparecida	RJ
264	RPPN Panapaná	RJ
265	RPPN Patrícia	RJ
266	RPPN Pedra dos Amarilis	RJ
267	RPPN Pouso alto	RJ
268	RPPN Querência	RJ
269	RPPN Quero-Quero	RJ
270	RPPN Rabicho da Serra	RJ
271	RPPN Recanto Saudoso	RJ
272	RPPN Refúgio das Águas	RJ
273	RPPN Reserva Sarandi	MG
274	RPPN Rogério Marinho	RJ
275	RPPN Salto do Morato	PR
276	RPPN Santo Antônio	RJ

277	RPPN Santuário da Serra do Caraça	MG
278	RPPN São Carlos do Mato Dentro	RJ
279	RPPN São José	RJ
280	RPPN Serra Grande	RJ
281	RPPN Sete Flechas	RJ
282	RPPN Sítio Cachoeira Grande	RJ
283	RPPN Sítio Capuavinha	SP
284	RPPN Sítio da Luz	RJ
285	RPPN Sítio do Cantoneiro	SP
286	RPPN Sítio Estrela da Serra	MG
287	RPPN Sítio Granja São Jorge	RJ
288	RPPN Sítio Poranga	RJ
289	RPPN Sítio Primavera	SP
290	RPPN Sítio Raio Solar	MG
291	RPPN Sítio Serra Negra	RJ
292	RPPN Sítio Shangrilah	RJ
293	RPPN Sítio Sibiúna	SP
294	RPPN Soledade	RJ
295	RPPN Taquaral	RJ
296	RPPN Toque Toque Pequeno	SP
297	RPPN Três Morros	RJ
298	RPPN União	RJ
299	RPPN Vale do Paraíso	RJ
300	RPPN Woodstock	RJ

1	APA de Guaraqueçaba	SP/PR
2	APA da Baleia Franca	SC
3	APA da Escarpa Devoniana	PR
4	APA da Represa do Alto Rio Preto	SC
5	APA da Serra da Esperança	PR
6	APA da Serra do Brilhante	SC
7	APA de Anhatomirim	SC
8	APA de Guaraqueçaba - Est	PR
9	APA de Guaratuba	PR
10	APA do Alto Rio Turvo	SC
11	APA do Banhado Grande	RS
12	APA do Bateias	SC
13	APA do Irai	PR
14	APA do Passauna	PR
15	APA do Pequeno	PR
16	APA do Piraquara	PR
17	APA do Rio dos Bugres	SC
18	APA do Rio Ferreira	SC

19	APA do Rio Verde	PR
20	APA Quiriri	SC
21	APA Rio Pardinho e Rio Vermelho	SP
22	APA Rota do Sol	RS
23	APA Serra Dona Francisca	SC
24	Arie Serra das Abelhas - Rio da Prata	SC
25	ARIE Desterro	SC
26	Esec de Aracuri-Esmeralda	RS
27	Esec de Carijós	SC
28	FE do Palmito	PR
29	FE Metropolitana	PR
30	Flona Acungui	PR
31	Flona Caçador	SC
32	Flona Ibirama	SC
33	Flona São Francisco de Paula	RS
34	Flona Canela	RS
35	Parna de São Joaquim	SC
36	Parna da Serra do Itajaí	SC
37	Parna das Araucárias	SC
38	Parna de Aparados da Serra	SC/RS
39	Parna de Serra Geral	SC/RS
40	Parna dos Campos Gerais	PR
41	Parna Saint-Hilaire/Lange	PR
42	RDS Pinheirinho	SP
43	RDS Quilombo Barra do Turvo	SP
44	Rebio Marinha do Arvoredo	SC
45	Resex Marinha de Pirajubaé	SC
46	Revis da Ilha dos Lobos	RS
47	Revis dos Campos de Palmas	PR/SC
48	RPPN Agromercantil Vila Rica	PR
49	RPPN Barra do Rio do Meio	SC
50	RPPN Bernard P.M.P. Laguiche	PR
51	RPPN Bosque de Canela	RS
52	RPPN Burgerkopf	SC
53	RPPN Capão Redondo	SC
54	RPPN Curucaca I	SC
55	RPPN Curucaca II	SC
56	RPPN Curucaca III	SC
57	RPPN Curucaca IV	SC
58	RPPN da UNISC	RS
59	RPPN das Araucárias	PR
60	RPPN das Araucárias	PR
61	RPPN do Caraguatí	SC
62	RPPN Emílio Einsfeld Filho	SC

63	RPPN Fazenda Á • guas Belas	PR
64	RPPN Fazenda Araucária	SC
65	RPPN Fazenda Belo Horizonte	PR
66	RPPN Fazenda Itapuã	PR
67	RPPN Fazenda Kalore	PR
68	RPPN Fazenda Maracanã	PR
69	RPPN Fazenda Muricy	PR
70	RPPN Fazenda Palmital	SC
71	RPPN Fazenda Perobal	PR
72	RPPN Fazenda Pinheiro	PR
73	RPPN Fazenda Pousada Serra Pitoco	SC
74	RPPN Fazenda Santa Terezinha	SC
75	RPPN Gralha-Azul	SC
76	RPPN Grutinha	SC
77	RPPN Hilda Jandrey Marques	PR
78	RPPN ICMBio	SC
79	RPPN Ivan Luis de C. Bittencourt	PR
80	RPPN Leão da Montanha	SC
81	RPPN Mata Suíça II	PR
82	RPPN Mata Suíça II	PR
83	RPPN Menino Deus	SC
84	RPPN Morro da Mina	PR
85	RPPN Papagaio do Peito Roxo	PR
86	RPPN Papagaio Velho	PR
87	RPPN Parque Ecológico ARTEX	SC
88	RPPN Parque Florestal do Contestado	SC
89	RPPN Passarim	SC
90	RPPN Pedra da Águia	SC
91	RPPN Portal das Nascentes	SC
92	RPPN Reserva Ecológica Sebuí	PR
93	RPPN Retiro Tun	SC
94	RPPN Rio das Lontras	SC
95	RPPN Salto do Morato	PR
96	RPPN Santuário Rã-Bugio I	SC
97	RPPN Sítio Belo Horizonte	PR
98	RPPN Tarumã	PR
99	RPPN Urú	PR
100	RPPN Vale das Pedras	SC

ANEXO L. Modelos de distribuição das espécies de anfíbios DD de Mata Atlântica.