



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM
DE SISTEMAS AMBIENTAIS

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL E REVISÃO DO STATUS DE CONSERVAÇÃO
DE DUAS ESPÉCIES DE ANFÍBIOS ENDÊMICOS: *Scinax cabralensis* E
Bokermannohyla sagarana

Laila Mascarenhas Pimenta

Orientador: Prof. Dr. Fernando Goulart

Co-orientadora: Profa. Dra. Paula Cabral

Eterovick

Belo Horizonte

Junho, 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE
SISTEMAS AMBIENTAIS

Laila Mascarenhas Pimenta

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL E STATUS DE CONSERVAÇÃO DE DUAS
ESPÉCIES DE ANFÍBIOS ENDÊMICOS: *Scinax cabralensis* E
Bokermannohyla sagarana

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Goulart

Co-orientadora: Profa. Dra. Paula Cabral Eterovick

Belo Horizonte

Julho, 2016



FOLHA DE APROVAÇÃO

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL E REVISÃO DO STATUS DE CONSERVAÇÃO DE
DUAS ESPÉCIES DE ANFÍBIOS ENDÊMICOS: *Scinax cabralensis* E
Bokermannohyla sagarana

LAILA MASCARENHAS PIMENTA

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 07 de julho de 2016, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Fernando Figueiredo Goulart - Orientador
UFMG

Profa. Paula Cabral Eterovick - Coorientadora
PUC-MG

Profa. Luciana Hiroshi Yoshino Kamino
Instituto Pristino

Prof. Marcos Antonio Timbó Elmro
UFMG

Belo Horizonte, 7 de julho de 2016.

“NO DIA EM QUE CADA SER HUMANO PERCEBER O ENGODO DO LIVRE-
ARBÍTRIO E COM ISSO CONSEGUIR SER LIVRE DE FATO, NÃO SERÃO
NECESSÁRIOS MODELOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTADO,
IDEOLOGIAS IGUALITÁRIAS OU LUTAS DE CLASSES, E MUITO MENOS
SALVADORES DOS POBRES E OPRIMIDOS, POIS, NESSE DIA, CADA UM
DE NÓS SABERÁ O QUE FAZER.”

RICARDO IGLESIAS RIOS

AGRADECIMENTOS

A minha família por todo apoio!

A CAPES pela bolsa de mestrado, ao Programa de Pós Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais e Universidade Federal de Minas Gerais por toda a estrutura, aporte e apoio. Ao Fundo de Incentivo a Pesquisa FIP PUC Minas pelo financiamento das expedições de campo.

A Paula Cabral Eterovick, minha coorientadora, sempre incentivando, ensinando e discutindo idéias. Jamais poderei retribuir. Mãezona!

Ao meu amigo e orientador Fernando Goulart que participou em diversas etapas enquanto ainda não era orientador rs Obrigada por toda paciência, apoio e troca valiosa de idéias Nando!

A todos os meus companheiros de mestrado que estiveram lado a lado nessa caminhada. Por todos os ensinamentos, críticas e trocas valiosas de idéias, principalmente nos botecos! Jeff, Italo, Felipe, Luiza, Dalila, Rayane e Bia.

Aos amigos Carlos Pires e Clara Tiso, pela enorme contribuição e paciência.

Ao Antônio Meira Linares por todo apoio desde o início e nas coletas de campo. Obrigada por tudo e desculpe-me o nervosismo nas horas desnecessárias.

Ao Laboratório de Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás por terem me recebido tão bem e pelas valiosas contribuições e ensinamentos

Ao Instituto Estadual de Florestas IEF e IBAMA pelas licenças concedidas. A Fazenda Berrante e Vitória por cederem alojamento e a todas as pessoas que nos deram um imprescindível suporte técnico (leia-se casa, comida e boa conversa) durante os trabalhos de campo e também pela presteza e boa vontade.

RESUMO

Estima-se que, em poucos anos, muitas espécies poderão ser extintas, principalmente as endêmicas, que ocorrem em ambientes específicos e que sofrem com a perda e fragmentação de habitats causados pelas mudanças na cobertura da terra, sobretudo por fatores antrópicos. Para as espécies que possuem distribuição geográfica restrita, como é o caso das espécies *Scinax cabralensis* e *Bokermannohyla sagarana*, endêmicas da Serra do Cabral – Minas Gerais, a perda de habitat torna-se o fator mais influente no declínio populacional e na vulnerabilidade à extinção. A Serra do Cabral está sob fortes ameaças devido ao fogo predatório, conversões da cobertura vegetal nativa em monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* e pastagem para o gado, levando a perda da biodiversidade local. Esta dissertação modelou a distribuição potencial de duas espécies de anfíbios endêmicos da Serra do Cabral, acessando áreas perdidas para monoculturas de *Eucaliptus* e *Pinus* bem como a área protegida pela unidade de conservação (Parque Estadual da Serra do Cabral). Utilizou-se o algoritmo MAXENT para modelar a associação entre adequabilidade ambiental, variáveis bioclimáticas e de uso do solo. Ademais, recomendações sobre mudança de status de conservação das espécies são discutidas.

O cálculo de perda de habitat, baseado nas áreas de silvicultura subtraídas da área modelada de adequabilidade ambiental (modelo sem inclusão de cobertura vegetal baseado em variáveis climáticas, declividade e altitude), mostrou que 10,99% da área adequada para a ocorrência de *S. cabralensis* e 10,58% da área adequada para *B. sagarana* foram perdidas devido à alteração da cobertura vegetal para monoculturas de *Pinus* e *Eucalyptus* considerando as distribuições que não possuem associação da vegetação na adequabilidade. De acordo com o modelo sem a variável vegetação, somente 15,16% da área com adequabilidade para *Scinax cabralensis* e 16,75% para *Bokermannohyla sagarana* estão protegidos pela Unidade de Conservação

(UC). Tendo em vista os modelos desenvolvidos e a situação crítica da Serra do Cabral é proposta a mudança de status de conservação de *Scinax cabralensis*.

Palavras-chave: Modelo de distribuição de espécies, Serra do Cabral, Cadeia do Espinhaço, campos rupestres, espécies endêmicas, Maxent, *Status* de conservação.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are the main causes of species extinctions. Changes in land use lead to global environmental impacts and are mostly caused by humans. Many species are likely to become extinct in a few years, especially those that are endemic and occupy specific habitats. For species with restricted distribution, such as *Scinax cabralensis* and *Bokermannohyla sagarana*, endemic from the Serra do Cabral, in the southeastern of Brazil, habitat loss is likely to be the main cause of population decline and vulnerability to extinction. Species with similar attributes should be focused for conservation because their small range makes them more vulnerable to extinction due to decreases in genetic diversity, demographic stochasticity and environmental fluctuations. The Serra do Cabral is under pressure from illegal fires, cattle ranching and changes in land cover with *Eucalyptus* and *Pinus* plantations replacing native vegetation. All these changes are expected to decrease local biodiversity, and the assessment of their impacts is of utmost importance to assess the likelihood of species permanence. This thesis aims to provide baseline data for effective protection planning of two endemic frog species from the Serra do Cabral, analyzing to what extent land cover affects their distribution. Models of environmental suitability were generated using the software Maxent and climatic/topographic data. Vegetation was included as an additional variable in a second model. Habitat loss was estimated as the area covered by silviculture subtracted from the area predicted as suitable by the model without the variable vegetation. Habitat loss was 10,99% for *S. cabralensis* and 10,58% for *B. sagarana*. The model including vegetation cover showed only 15.16% of the predicted suitable area for *Scinax cabralensis* to be protected within the only a conservation unit at the region, as well as only 16.75% of the suitable area for *Bokermannohyla sagarana*. Given the above mentioned, propose changes in the conservation status of the *Scinax cabralensis* in the IUCN red list.

Keywords: Specie Distribution Model, Serra do Cabral, Espinhaço Range, Montane Meadow, Endemic species, Maxent.

1. INTRODUÇÃO	10
2. ÁREA DE ESTUDO.....	15
3. ESPÉCIES ESTUDADAS, COLETA DE DADOS EM CAMPO E STATUS DE CONSERVAÇÃO	17
3.1. Trabalho de campo.....	18
3.2 Variáveis ambientais, procedimentos de modelagem, avaliação dos modelos	20
3.3 Avaliação dos modelos gerados	23
4. RESULTADOS.....	24
5. DISCUSSÃO	31
5.1 Categoria e critério para a avaliação da espécie no Brasil: <i>Scinax cabralensis</i>	34
6. CONCLUSÃO GERAL.....	37
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
8. Artigo.....	51

Potential distribution and conservation of two endemic frogs

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Variáveis ambientais para entrada nos modelos. Fonte: WORLDCLIM 1.3 ..	21
Tabela 2 – Medidas de desempenho do modelo derivadas da matriz de confusão (em todas as medidas $N = A+B+C+D$).	23
Tabela 3 – Matriz de confusão elaborada a partir dos erros e acertos dos modelos de adequabilidade ambiental.	23
Tabela 4 – Resultados da PCA baseadas em 19 variáveis climáticas, altitude e declividade. Variáveis climáticas foram retiradas do projeto Worldclim 1.3 (http://www.worldclim.org) (Vide tabela x para o nome de cada variável).....	25
Tabela 5: Medidas de desempenho para o modelo MaxEnt sem a variável vegetação para as espécies <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i> . THROC = limiar de corte com base na (ROC)Receiver Operating Characteristic; TSS =TrueSkillsStatistic.....	27
Tabela 6: Medidas de desempenho para o modelo MaxEnt com a variável vegetação para as espécies <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i> . THROC = limiar de corte com base na (ROC) Receiver Operating Characteristic TSS =TrueSkillsStatistic.	28
Tabela 7: Perda de habitat para as espécies <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i>	30
Tabela 8: A estimativa da porcentagem de área protegida pelo PESCabral) e perda de habitat para <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i> baseado em áreas adequadas previstas por Maxent com e sem vegetação.....	30
Tabela 9: Listas vermelhas de espécies ameaçadas consultadas.....	34

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa mostrando a localização da Serra do Cabral dentro da Serra do Espinhaço, no Brasil, as formações vegetais e da área da PESC (Parque Estadual da Serra do Cabral). Os triângulos mostram as áreas em que as espécies foram registradas.....	16
Figura 2: Fotos das espécies estudadas registradas em campo.	18
Figura 3: Fotos de alguns dos pontos amostrados na Serra do Cabral, onde foram feitos os registros de ocorrências de <i>S. cabralensis</i> e <i>B. sagarana</i>	19

Figura 4: Mapa dos pontos de registro de presença das espécies <i>Bokermannohyla sagarana</i> e <i>Scinax cabralensis</i> , em campo, na Serra do Cabral.	26
Figura 5: Mapas de adequabilidade ambiental gerados pelo modelo Maxent sem a variável vegetação para as espécies <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i>	27
Figura 6: Mapas de adequabilidade ambiental gerados pelo modelo MaxEnt com a variável vegetação para as espécies <i>B. sagarana</i> e <i>S. cabralensis</i>	28
Figura 7: Mapas com áreas de ocorrência para <i>Bokermannohyla sagarana</i> e <i>Scinax cabralensis</i> como previsto por modelos Maxent com e sem vegetação incluído.	29
Figura 8: Ficha elaborada para nova categorização da espécie.	35

1. INTRODUÇÃO

A herpetofauna, constituída por anfíbios e répteis, forma um grupo numeroso em quase todas as comunidades terrestres (DIXO; VERDADE, 2006) e conta atualmente com 7.513 espécies de anfíbios (FROST, 2016) e 10.391 espécies de répteis descritas (UETZ *et al.*, 2015) no mundo. Ainda assim, o conhecimento atual sobre a real diversidade desse grupo é insatisfatório, principalmente nas regiões tropicais, o que pode ser demonstrado pelo grande volume de publicações científicas sobre descrições de espécies novas nos últimos anos. A exemplo do Brasil (e.g., GODINHO *et al.*, 2013; LOURENÇO *et al.*, 2013; TEIXEIRA JR. *et al.*, 2013; CONDEZ *et al.*, 2014; MÂNGIA *et al.*, 2014; PELOSO *et al.*, 2014; RECODER *et al.*, 2014; STURARO; PELOSO, 2014; WILKINSON *et al.*, 2015). Atualmente são conhecidas no Brasil 1.026 espécies de anfíbios (988 das quais são anuros, 33 cecílias e cinco salamandras), fazendo do país o detentor da maior riqueza de anfíbios no mundo (SILVANO; SEGALLA, 2005; SEGALLA *et al.*, 2014).

1.1 Importância dos anfíbios

Os anfíbios, além de terem um papel fundamental na dinâmica dos nutrientes, promovem um fluxo de energia entre os sistemas aquáticos e terrestres (ALFORD *et al.*, 2007) e exercem uma função fundamental no controle das populações de insetos e de outros invertebrados, que constituem os principais itens de sua dieta (ETEROVICK; SAZIMA, 2004). Algumas espécies de anfíbios podem ser consideradas como bioindicadoras de qualidade ambiental, principalmente espécies com hábitos florestais (BLAUSTEIN, 1994). A maioria das espécies de anfíbios apresenta seu ciclo de vida bifásico, com a primeira fase larval (girino) sendo de água doce e a outra terrestre (pós-metamórfica). Em fase larval é possível verificar dietas que variam de acordo com cada espécie, onde os girinos podem ser herbívoros (se alimentado principalmente de algas), detritívoros, filtradores, ou carnívoros. Quando adultos, os anfíbios são excelentes predadores, capturando alimentos nos ambientes aquáticos e terrestres, sobretudo

invertebrados. Eles também servem de alimento para diversas espécies, constituindo espécies-chave na cadeia trófica.

Esses animais dependem de condições microclimáticas específicas, apropriadas para suas atividades fisiológicas e reprodutivas, além de serem mais sensíveis que outros tetrápodes a poluentes como fertilizantes e pesticidas (STRÜSMANN et al., 2000; NECKEL–OLIVEIRA et al., 2012). Portanto, os anfíbios estão sofrendo declínio ao redor do mundo em decorrência da destruição, degradação e fragmentação de habitats causados por avanços da fronteira agrícola, pecuária, mineração, queimadas e desenvolvimento da infraestrutura e urbanização (SILVANO; SEGALLA, 2005). Há ainda a proliferação de doenças, como quitridiomicose, causada pelo fungo patogênico *Batrachochytrium dendrobatidis* (LONGCORE et al. 1999), que causa uma infecção epidérmica potencialmente fatal nas populações de anfíbios anuros (STUART et al., 2004; HOFFMANN et al., 2010; BERGER et al., 1999; SPEARE et al., 2001; MCDONALD et al., 2005). É importante ressaltar que os anfíbios constituem uma fonte muito rica em compostos biologicamente ativos, explorados em diversas pesquisas farmacológicas (VAN COMPERNOLLE et al., 2005; DALY et al., 2005; TEMPONE et al., 2007). Este é mais um motivo da preocupação com a perda de diversidade em anfíbios, visto que essa perda pode limitar descobertas biomedicamente relevantes (HADDAD, 2007).

Apesar do aumento de estudos relacionados à herpetofauna ao redor do mundo, o atual conhecimento sobre o grupo ainda é insatisfatório principalmente na região tropical onde se encontra a maior quantidade de espécies (DUELLMAN, 1999; AZEVEDO-RAMOS; GALATTI, 2002; RODRIGUES, 2005), o que demanda novos inventários, estudos ecológicos, taxonômicos e de distribuição geográfica (RODRIGUES, 2005; SILVANO; SEGALLA, 2005). Essas pesquisas aprimoram o conhecimento sobre a biologia, distribuição e conservação da herpetofauna, podendo levar à formação de uma base mais sólida de informações necessárias à elaboração de medidas de conservacionistas eficazes (GILLESPIE et al., 2005; DIXO; VERDADE, 2006). Dessa forma, são urgentes aumentos nos esforços de amostragem sobre diversidade, abundância e distribuição geográfica de espécies, sobretudo em áreas com dados escassos (YOUNG et al., 2001), como a Serra do Espinhaço, no Brasil.

A distribuição geográfica é uma das informações mais importante para pesquisas que tem como objetivo entender os processos ecológicos e evolutivos que determinam os grandes padrões de biodiversidade mundial (SILVA et al., 2007). O conhecimento delineado das distribuições geográficas das espécies é essencial para a conservação das mesmas, permitindo estimar prováveis consequências das mudanças climáticas, sobre a biodiversidade. Porém, a distribuição geográfica da maioria das espécies é conhecida somente a partir de informações limitadas, o que restringe as análises que poderiam ser aplicadas para a tomada de decisões sobre conservação de espécies e biomas tropicais (SILVA et al., 2007).

1.2 Modelos de distribuição de espécies

Em estudos ambientais, o avanço tecnológico tem oferecido cada vez mais ferramentas e possibilidades de obtenção, processamento e análise de dados para subsidiar tomadas de decisão em diversas áreas do conhecimento (PIRES, 2014). Deste modo, o uso de modelos preditivos torna-se uma ferramenta viável e que auxilia na compreensão da modelagem de distribuição geográfica de espécies. Ainda que existam diversas variações para a definição de modelos, é consenso que esses abordam a realidade de forma simplificada e que, em geral, reproduzem as características/relações mais importantes do objeto modelado (HAGGETT, 1967; CHRISTOFOLETTI, 1999). Um modelo pode ser entendido como sendo qualquer representação simplificada da realidade ou de um aspecto do mundo real que surja como interesse ao pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade, prever uma situação, uma evolução ou distribuição (CHRISTOFOLLETTI, 1999), uma idealização ou caricatura da realidade (ACKOFF e SASIENI, 1968; METZGER et al., 2007).

A análise da relação entre ambiente e espécies sempre foi de grande interesse na ecologia e foi da busca de se entender essa relação que nasceu a modelagem de distribuição de espécies – MDE (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; GUISAN; THUILLER, 2005). Basicamente, a MDE é um processamento computacional que alia dados de ocorrência das espécies com variáveis ambientais (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; ANDERSON et al., 2003). Ao associar a ocorrência com as variáveis ambientais, o modelo permite o pesquisador identifique áreas de ocorrência potencial não inventariadas. O emprego da nomenclatura “modelagem preditiva de espécies” vem

sendo amplamente discutida já que o termo “modelagem de nicho ecológico” utilizado anteriormente (SOBERÓN e PETERSON, 2005) não apresenta um consenso entre os pesquisadores pela dificuldade da definição consistente do conceito de nicho (ELITH e LEATHWICK, 2009) gerando diferentes interpretações sobre os termos. O conceito de nicho foi primordialmente embasado nos estudos de Joseph Grinnel que apresentou em uma compilação de artigos os resultados sobre suas pesquisas realizadas com diversas espécies de aves e mamíferos (GRINNELL, 1904; 1917; 1924). As características do ambiente em que a espécie está inserida determinam sua capacidade de sobrevivência e reprodução, as quais não dependem somente de uma característica da espécie (SCHOENER, 1989). Elton (1927) conceituou o nicho de uma espécie englobando suas funções dentro da cadeia trófica contabilizando as perdas e benefícios obtidos pelos indivíduos durante seu ciclo de vida. Hutchinson (1957) inseriu a ideia de um hiper-espaço n -dimensional sendo n os fatores limitantes como, por exemplo, luminosidade, temperatura e recursos alimentares, mais tarde agregando aos resultados dos três principais autores citados acima (GRINNELL, 1924; ELTON, 1927; HUTCHINSON, 1957). Chase e Leibold (2003) chamaram o hiper-espaço de hiper-volume sendo que o espaço que ele abrange representa a faixa de variações dos fatores ambientais para a qual há maior adaptação das espécies de forma que a população nunca entre em declínio podendo se estabilizar ou aumentar.

Uma outra terminologia adotada seria a “modelagem de distribuição geográfica”, proposta por Austin (2002), que embora seja anterior à proposta feita por Soberón e Peterson (2005), se adequa mais ao conceito que a modelagem preditiva representa. Distribuição geográfica de espécies se embasa na complexa combinação de fatores que transitam em intensidades e escalas diferentes tendo como base sua evolução e capacidade de dispersão (BROWN e LOMOLINO, 2006). É importante ressaltar que os resultados dos modelos indicam áreas que possuem adequabilidade ambiental para o estabelecimento das espécies, e não sua distribuição geográfica verdadeira, a qual precisa ser conferida em campo.

MDE's tem sido muito utilizado com diversos objetivos, como por exemplo: detecção de perda de biodiversidade (POLASKY e SOLO, 2001), estimativa do potencial invasivo de espécies exóticas (PETERSON et al., 2003; PETERSON e ROBINS, 2003; PETERSON et al., 2006a), emprego de modelos de distribuição

potencial em análises biogeográficas (SIQUEIRA e DURIGAN, 2007), estudo das prováveis rotas de dispersão de doenças infecciosas (COSTA et al.,2002; PETERSON et al.,2006b; LEVINE et al.,2007), avaliação do sucesso de reintrodução de espécies (HIRZEL et al., 2002), estimativa dos efeitos de mudanças climáticas (PETERSON et al., 2002; OBERHAUSER e PETERSON, 2003; SIQUEIRA e PETERSON, 2003; THOMAS et al., 2004; PEARSON *et al.*, 2006; ARAÚJO et al., 2006; 2008; WIENS et al., 2009), subsídio para a identificação de áreas prioritárias para conservação (ORTEGA-HUERTA e PETERSON, 2004; CHEN, 2009), e para a conservação de espécies raras endêmicas e/ou ameaçadas (ARAÚJO e WILLIAMS, 2000; ENGLER et al., 2004) entre outros.

Vários logaritmos que associam a ocorrência conhecida dos organismos com as variáveis ambientais vem sido utilizados, levando a diferentes mapas de distribuição potencial (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; GIANNINI et al., 2012). São eles, Distâncias Ambientais (Mahalanobis, Euclidiana, Gower e Chebyshev; FARBER; KADMON, 2003; CARPENTER; GILLISON; WINTER, 1993), SVM (Support Vector Machines) (GUO; KELLY; GRAHAM, 2005), GARP with bestsubsets (Genetic Algorithm for Rule Set Production; STOCKWELL; NOBLE, 1992; STOCKWELL; PETERS, 1999) e Máxima Entropia (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006), entre outros.

A MDE tem se mostrado uma ferramenta útil também para a biogeografia da conservação (WHITTAKER et al., 2005; RICHARDSON; WHITTAKER, 2010), como uma forma de aumentar o conhecimento das espécies que apresentam falta de dados quanto a sua distribuição geográfica. Dentre essas, as espécies alvo de conservação como as endêmicas, raras ou ameaçadas de extinção (e.g. GUISAN et al., 2006; PEARSON et al., 2007) demandam urgente conhecimento de sua distribuição para direcionar práticas conservacionistas.

A Serra do Cabral está sob fortes ameaças devido ao fogo predatório, conversão da vegetação nativa em monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* ou pastagens de plantas exóticas, tudo isso acelerando o declínio da biodiversidade local. É nesse cenário que o presente trabalho se insere e tem como foco principal identificar as áreas com adequabilidade ambiental para ocorrência das espécies de pererecas endêmicas da Serra do Cabral – Minas Gerais: *Scinax cabralensis* (DRUMMOND; BAÊTA; PIRES, 2007) e *Bokermannohyla sagarana* (LEITE; PEZZUTI; DRUMMOND,

2012). Pretende-se também identificar quais dessas áreas estão dentro de unidades de conservação ou estão ocupadas por monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus*, as quais têm apresentado elevado crescimento da exploração nas últimas décadas, causando alterações na paisagem da Serra do Cabral.

2. ÁREA DE ESTUDO

O Espinhaço se estende do Quadrilátero Ferrífero para o norte de Minas Gerais, no sudeste do Brasil, até a Bahia, é uma área de importância especial de conservação (DRUMMOND et al., 2005), pois contém formações vegetacionais de Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, sendo os dois últimos considerados hotspots de biodiversidade (MYERS et al, 2000). Apresenta também campos de altitude que ocorrem acima de 1000 m que existem em fragmentos isolados interrompidos por matas ciliares ou manchas de Cerrado (GIULIETTI e PIRANI, 1988). Altos níveis de endemismo são registrados para o Espinhaço, incluindo plantas (GIULIETTI et al, 1997; RAPINI et al, 2008), anfíbios e aves (LEITE et al., 2008) (VASCONCELOS et al., 2008). Endemismos em plantas são normalmente relacionados com formações de altitude (GIULIETTI e PIRANI, 1988), bem como os anfíbios (LEITE, 2012). Altas elevações representam "ilhas de altitude" que podem ter contribuído para a grande diversidade de anuros na região, restringindo populações aos cumes das montanhas ligados por áreas mais baixas que representam barreiras para muitas espécies (LEITE, 2012). Entre espécies de anuros, 47 são endêmicas do Espinhaço (LEITE, 2012), 19 das quais sendo consideradas como ameaçadas (IUCN, 2015). Um estudo recente apontou áreas de endemismo de anfíbios no Espinhaço e uma análise de lacunas que diz que 87% dos anfíbios endêmicos não estão devidamente protegidos pelas matrizes de unidades de conservação existentes (LEITE, 2012). Além disso, novas espécies ainda estão sendo descritas (LEITE et al, 2011; 2012), o que indica que a diversidade de anfíbios na região é pouco conhecida e sua importância é susceptível de ser subestimada.

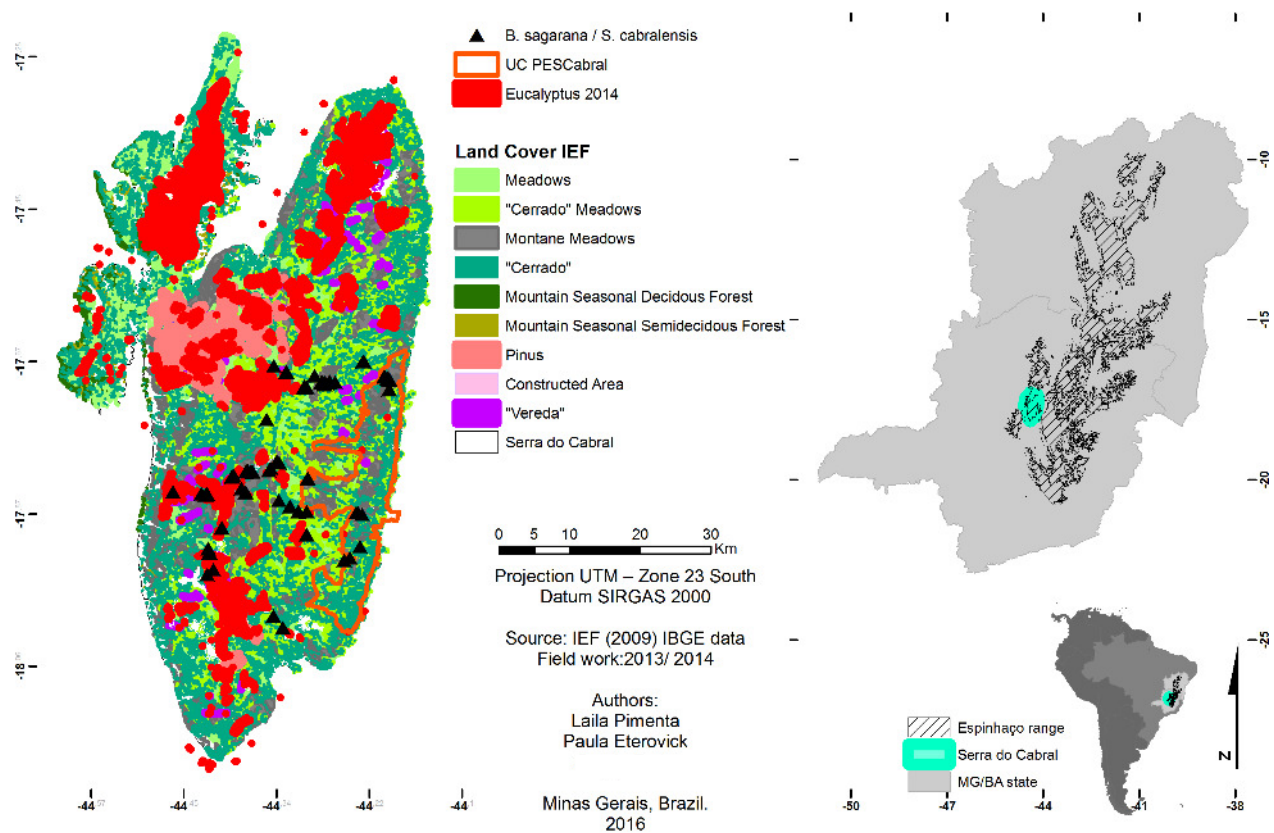


Figura 1: Mapa mostrando a localização da Serra do Cabral dentro da Serra do Espinhaço, no Brasil, as formações vegetais e da área da PESC (Parque Estadual da Serra do Cabral). Os triângulos mostram as áreas em que as espécies foram registradas.

A Serra do Cabral é uma formação geológica considerada como parte da cordilheira do Espinhaço, estando separada dos planaltos centrais por áreas de elevação mais baixa (Figura 1), cerca de 700 m (Vasconcelos, 2009). Esse isolamento é o provável responsável pelas diferenças na composição de espécies entre as faunas da Serra do Cabral e da Cordilheira principal do Espinhaço (Leite, 2012). A Serra do Cabral é impactada principalmente pela monocultura de *Pinus* e *Eucalyptus*, além de incêndios e pecuária.

O Parque Estadual da Serra do Cabral - PESC; (Figura 1) foi criado em 2005 e abrange 22, 494.00 m². O parque divide as bacias hidrográficas dos rios das Velhas e

Jequitaiá, com altitudes de até 1600 m. Os campos rupestres representam 35,3% e o Cerrado abrange 25,2% da área do parque, o restante da área é coberta por florestas e veredas, um habitat protegido por lei caracterizado pela presença de Buriti (*Mauritia flexuosa*) em campos inundados (IEF, 2016). O clima na Serra do Cabral tem verões quentes e húmidos (outubro - março) e invernos moderados e secos (Abril - Setembro), com temperaturas médias anuais de 19-23 ° C.

3. ESPÉCIES ESTUDADAS, COLETA DE DADOS EM CAMPO E STATUS DE CONSERVAÇÃO

Scinax cabralensis (DRUMMOND, BAÊTA e PIRES, 2007) e *Bokermannohyla sagarana* (LEITE, PEZZUTI e DRUMMOND, 2011) (Figura 2) são espécies de anfíbios anuros endêmicos da Serra do Cabral. Na descrição de *S. cabralensis* foi relatado que a espécie não teve sua atividade registrada na estação seca, embora uma fêmea tenha sido encontrada dentro de uma bromélia nesse período. Machos em atividade de vocalização foram encontrados em altas densidades no início da estação chuvosa, vocalizavam durante a noite, sobre vegetação arbustiva emergente assim como no chão ou sobre rochas. Foram registrados nas margens de córregos temporários e permanentes, poças e brejos (DRUMMOND, BAÊTA e PIRES, 2007).

Na descrição da *B. sagarana* foi relatado que ela ocorre nos campos rupestres da Serra do Cabral. Os adultos são ativos durante a noite, principalmente próximos a pequenos córregos temporários rochosos, mas também sobre afloramentos rochosos úmidos e em riachos permanentes com mata de galeria. Os machos vocalizam sobre pedras ou em frestas nas rochas e foram encontrados em altas densidades no início da estação chuvosa (LEITE, PEZZUTI e DRUMMOND, 2011).

É importante ressaltar que *S. cabralensis* consta como uma espécie DD (*Data deficient*) na lista nacional de espécies ameaçadas pela IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) e *B. sagarana* é NT (*Near-Threatened*) pela IUCN.



Bokermannohyla sagarana



Bokermannohyla sagarana



Scinax cabralensis



Scinax cabralensis

Figura 2: Fotos das espécies estudadas registradas em campo. (Fotos: Antônio Meira Linares)

3.1. Trabalho de campo

Foram realizadas duas expedições de campo de 20 dias cada durante as estações chuvosas de 2013 e 2014. Os sítios reprodutivos (*Figura 3*) (veredas, riachos temporários e permanentes, poças) encontrados para as espécies estudadas tiveram esforço amostral de uma hora cada. Também foram registrados os indivíduos que estavam vocalizando em ambientes com até 10 m de distância da estrada de terra nos municípios de Augusto de Lima, Buenópolis, Joaquim Felício, e Francisco Drummond. Foram registradas coordenadas geográficas dos pontos de presença de *B. sagarana* e *S. cabralensis* (utilizando um GPS portátil) baseado em registros visuais (girinos ou adultos) e registros auditivos. Não foram utilizados espécimes de museu,

pois além de serem poucos, os mesmos não possuíam coordenadas precisas. É necessário salientar sobre a importância de coordenadas precisas dos registros de ocorrência das espécies em campo para sua utilização em modelos preditivos, a fim de melhor interpretar os resultados.



SC1AG= 23K 570926/8004673 - 865m

Descrição: Vereda em meio ao campo rupestre



SC2AG=23K 571213/ 80088244 – 1033m

Desc: Vereda em meio ao campo rupestre.



SC3AG= 23K 571209/8008516 – 1053m

Descrição: Poça temporária na beira da estrada conectado por riacho temporário e afloramentos de quartzito. Campo rupestre.



SC4AG= 23K 569997/8010061 – 1012m

Descrição: Vereda em meio a mata estacional semidecidual e campo rupestre

Figura 3: Fotos de alguns dos pontos amostrados na Serra do Cabral, onde foram feitos os registros de ocorrências de *S. cabralensis* e *B. sagarana*. (Fotos: Laila Pimenta)

3.2 Variáveis ambientais, procedimentos de modelagem, avaliação dos modelos

Nessa pesquisa é utilizado um algoritmo de modelagem de distribuição de espécies para auxiliar na compreensão de distribuição geográfica das espécies estudadas, o *Maxent – Maximum Entropy* (PHILLIPS et al., 2006). Utilizou-se o software MaxEnt (Método de máxima entropia conhecido como “Aprendizado de máquina” ou “Machine learning” (ver PHILLIPS et al, 2006; e PHILLIPS e DUDIK, 2008), pois ele apresenta um desempenho melhor do que outros métodos em termos de precisão preditiva (MEROW et al, 2013).

Ele ajusta uma função que melhor descreve um conjunto de recursos dentro de uma distribuição de entropia máxima, restrita pelos pontos de presença das espécies fornecidos (PHILLIPS et al., 2006). Ele indica áreas com adequabilidade ambiental com base em informações incompletas e é, portanto, considerado como um método robusto para trabalhar com dados restritos e somente dados de presença (PHILLIPS et al., 2006) (Hernandez et al, 2006; PAPES e GAUBERT, 2007; PEARSON et al, 2007). Foram utilizados apenas os dados de presença registrados em campo para construir os modelos de adequabilidade ambiental para *Bokermannohyla sagarana* e *Scinax cabralensis*.

Para a variável vegetação, foi utilizado o mapa desenvolvido para o Zoneamento Ecológico Econômico de MG (ZEE) pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF) em 2009, disponível no site do IEF (<http://www.ief.mg.gov.br/>). Foram consideradas seis classes de cobertura da terra: Silvicultura (*Eucalyptus e Pinus*), Cerrado, Campo Cerrado, Vereda, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual. A classe Silvicultura foi atualizada com base em uma imagem landsat 8 de 2014, por meio da técnica de edição de polígonos no software ArcGis (interpretação visual)

O recorte espacial (“background”) de modelagem foi restrito somente para a Serra do Cabral, pois as espécies estudadas são endêmicas e certamente o isolamento geográfico que divide a Serra do Cabral do restante do maciço do Espinhaço funciona como uma barreira geográfica, impedindo que as espécies se dispersem para fora da Serra do Cabral. (Leite, 2012; FSFL, dados não publicados).

Utilizaram-se 22 variáveis ambientais, incluindo 19 climáticas (Tabela 1), altitude, declividade e um mapa da vegetação (com base no mapa do IEF). As variáveis climáticas e altitude foram extraídas do projeto Worldclim 1.3 (<http://www.worldclim.org>) com uma resolução espacial de aproximadamente 1 km² (HIJMANS et al., 2005). A declividade foi obtida do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) as imagens Landsat foram obtidas no site da USGS (<http://glovis.usgs.gov/>).

Tabela 1 Variáveis ambientais para entrada nos modelos. Fonte: WORLDCLIM 1.3

Código	Descrição da Variável
bio1	Temperatura média anual
bio2	Variação diurna média de temperatura (Média mensal (Tmax-Tmin))
bio3	Isotermalidade ((bio2/bio7) (* 100))
bio4	Sazonalidade da temperatura (desvio padrão * 100)
bio5	Temperatura máxima do mês mais quente
bio6	Temperatura mínima do mês mais frio
bio7	Amplitude térmica anual (bio5-bio6)
bio8	Temperatura média do trimestre mais úmido
bio9	Temperatura média do trimestre mais seco
bio10	Temperatura média do trimestre mais quente
bio11	Temperatura média do trimestre mais frio
bio12	Precipitação anual
bio13	Precipitação do mês mais chuvoso

bio14	Precipitação do mês mais seco
bio15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
bio16	Precipitação do trimestre mais chuvoso
bio17	Precipitação do trimestre mais seco
bio18	Precipitação do trimestre mais quente
bio19	Precipitação do trimestre mais frio
Alt	Altitude

Usamos a Análise de Componentes Principais (PCA) para reduzir a colinearidade entre as variáveis. Foram utilizados os quatro primeiros eixos da PCA para construir os modelos, uma vez que esses eixos explicaram 95% de toda a variação.

Em primeiro lugar, nós construímos modelos sem a variável vegetação, a fim de inferir sobre o habitat adequado com base apenas em dados climáticos, de altitude e declividade. O percentual da área calculada prevista como adequada para a espécie, e que agora estão cobertos pela silvicultura foi interpretado como uma estimativa da área já perdida pela espécie. Em seguida, foram construídos modelos incluindo a cobertura vegetal para obter um cenário mais realista da distribuição potencial das espécies sob a suposição de que os locais de ocorrência da silvicultura não são um habitat apropriado para *B. sagarana* e *S. cabralensis*. Esta suposição foi baseada em observações anteriores (feitas em várias viagens de campo no período de 2003-2012) das espécies que não ocorrem dentro das plantações de *Eucalyptus* ou *Pinus* que sabidamente inadequados. Estes modelos foram usados para calcular a quantidade de área adequada prevista que se estabelece dentro dos limites da única unidade de conservação na Serra do Cabral, o PESCabral.

3.3 Avaliação dos modelos gerados

Para avaliar estatisticamente a performance dos modelos algumas medidas de desempenho – (ALLOUCHE e KADMON, 2006), derivadas de uma matriz de confusão (Tabela 2 e Tabela 3), devem ser examinadas: THROC, acurácia, sensibilidade, especificidade, e TSS. Essa matriz é composta por acertos e erros associados à previsão dos modelos, onde: a) o modelo prediz que a espécie está presente e os dados de teste confirmam esta afirmação; b) o modelo prediz presença, mas os dados de teste mostram ausência; c) o modelo prediz ausência, mas os dados de teste mostram presença; e d) o modelo prediz ausência e os dados de teste confirmam (PEARSON, 2007).

Tabela 2 – Medidas de desempenho do modelo derivadas da matriz de confusão (em todas as medidas $N = A+B+C+D$).

Medidas	Cálculo
Acurácia	$\frac{A + D}{N}$
Sensibilidade	$\frac{A}{(A + C)}$
Especificidade	$\frac{D}{(B + D)}$
<i>True Skill Statistic</i> (TSS)	(Sensibilidade + Especificidade) - 1

Fonte: Allouche e Kadmon (2006).

Tabela 3 – Matriz de confusão elaborada a partir dos erros e acertos dos modelos de adequabilidade ambiental.

	Presença registrada	Ausência registrada
Presença predita	A (verdadeiro positivo)	B (falso positivo)
Ausência predita	C (falso negativo)	D (verdadeiro negativo)

Fonte: Pearson (2007).

Os modelos são avaliados pela análise da acurácia (taxa de *pixels* classificados corretamente), da sensibilidade (probabilidade que o modelo classificará corretamente

a presença), da especificidade (probabilidade que o modelo classificará corretamente a ausência) e do *True Skill Statistic* (TSS). A análise TSS normaliza a acurácia total pela acurácia que poderá ter ocorrido por acaso.

Para cada modelo, os dados de ocorrência foram divididos aleatoriamente em dois subconjuntos: 70% para a calibração e 30% para validação, este procedimento foi repetido 10 vezes. Posteriormente, foi criado um modelo considerando todas as ocorrências, a partir do qual foram definidos o limiar de corte (Threshold) (THROC) com base na (ROC) *Receiver Operating Characteristic* (veja ALLOUCHE et al., 2006) e estes valores foram usados para transformar as previsões quantitativas do modelo (gradiente de adequabilidade ambiental) em um vetor binário (0/1), o que indica a ausência ou a presença de cada espécie em cada pixel.

4. RESULTADOS

Foram registrados em campo 76 pontos de ocorrência para *Bokermannohyla sagarana* e 46 pontos para *Scinax cabralensis*. A maioria das variáveis contribuíram de forma semelhante ao primeiro eixo da PCA, enquanto que a sazonalidade de precipitação, precipitação no mês mais seco, precipitação no mês mais chuvoso, isotermalidade e sazonalidade de temperatura contribuíram para o segundo eixo, precipitação do trimestre mais quente, média diurna, a sazonalidade de precipitação e declive contribuíram para o quarto eixo (*Tabela 4*).

Tabela 4 – Resultados da PCA baseadas em 19 variáveis climáticas, altitude e declividade. Variáveis climáticas foram retiradas do projeto Worldclim 1.3 (<http://www.worldclim.org>) (Vide tabela 1 para o nome de cada variável).

	PC1	PC2	PC3	PC4
Altitude	0,244347	0,055143	0,010275	0,007725
b1	-0,24493	-0,02513	0,000429	0,062409
b10	-0,24346	-0,07007	-0,00618	0,049703
b11	-0,2449	-0,00425	0,012251	0,038244
b12	0,234983	-0,16511	0,056167	0,106069
b13	0,155194	-0,456	0,163884	-0,09604
b14	0,159047	0,398084	-0,24693	-0,2377
b15	-0,14463	-0,45187	0,16773	-0,32386
b16	0,217555	-0,27321	0,094077	0,058321
b17	0,225638	0,179269	-0,12599	-0,1189
b18	0,22544	-0,15477	0,023054	0,421216
b19	0,232796	-0,14975	0,017125	0,224292
b2	-0,23055	0,136712	0,026428	0,377401
b3	-0,10225	0,315439	0,838216	0,169127
b4	-0,18724	-0,32992	-0,15575	0,189647
b5	-0,24285	-0,03632	-0,13176	0,069715
b6	-0,23641	-0,08856	0,080102	-0,27839
b7	-0,22606	0,016805	-0,32088	0,394287
b8	-0,24397	-0,05922	0,000782	0,05162
b9	-0,24486	0,012836	0,018065	-0,00083
Declividade	0,219469	-0,01528	0,020124	0,342774

Os modelos de adequabilidade ambiental construídos para *B. sagarana* e *S. cabralensis* tiveram um melhor desempenho do que o esperado em um modelo aleatório. O modelo incluindo vegetação previu áreas menores para *B. sagarana*, mas a área de adequabilidade prevista para *S. cabralensis* foi semelhante entre modelos com e sem vegetação (*Figura 7*).

Na *Figura 4* é apresentado um mapa com os pontos de coleta de registros positivos (presença) das espécies *Bokermannohyla sagarana* e *Scinax cabralensis*, feitos em campo na Serra do Cabral, para que pudesse ser feita uma avaliação da abrangência da amostragem.

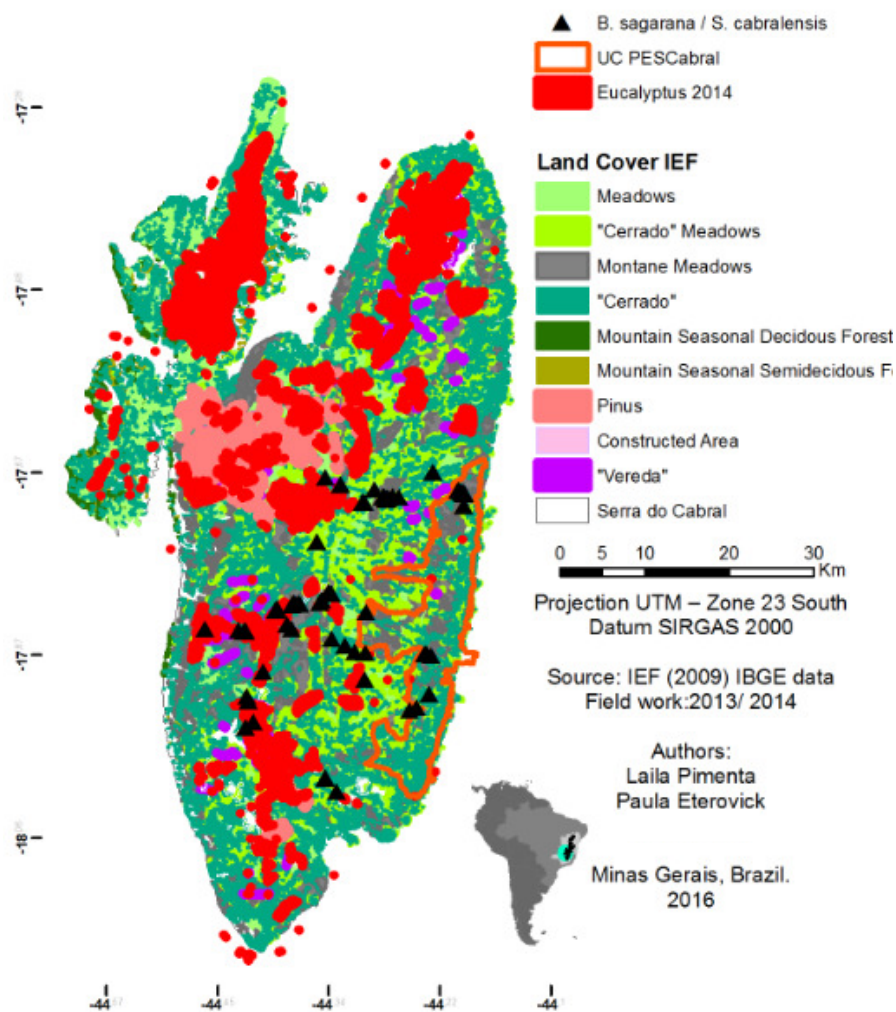


Figura 4: Mapa da cobertura vegetal com os pontos de registro de presença das espécies *Bokermannohyla sagarana* e *Scinax cabralensis*, em campo, na Serra do Cabral.

Na *Figura 5* e *Figura 6* são apresentados os mapas de adequabilidade ambiental para as duas espécies estudadas, gerados pelo modelo Maxent (com e sem vegetação). Esses mapas apresentam a adequabilidade ambiental por classes de valores, os quais são posteriormente binarizados com a aplicação de um limiar (threshold) para geração dos mapas binários de adequabilidade ambiental – presença-ausência. Na literatura especializada tem-se o amplo uso dos mapas binários como resultado, já que os mesmos apresentam a adequabilidade ambiental de forma mais “precisa”, sugerindo a presença e a pseudoausência das espécies. A seguir são apresentados mapas dos modelos elaborados mostrando o gradiente de adequabilidade ambiental.

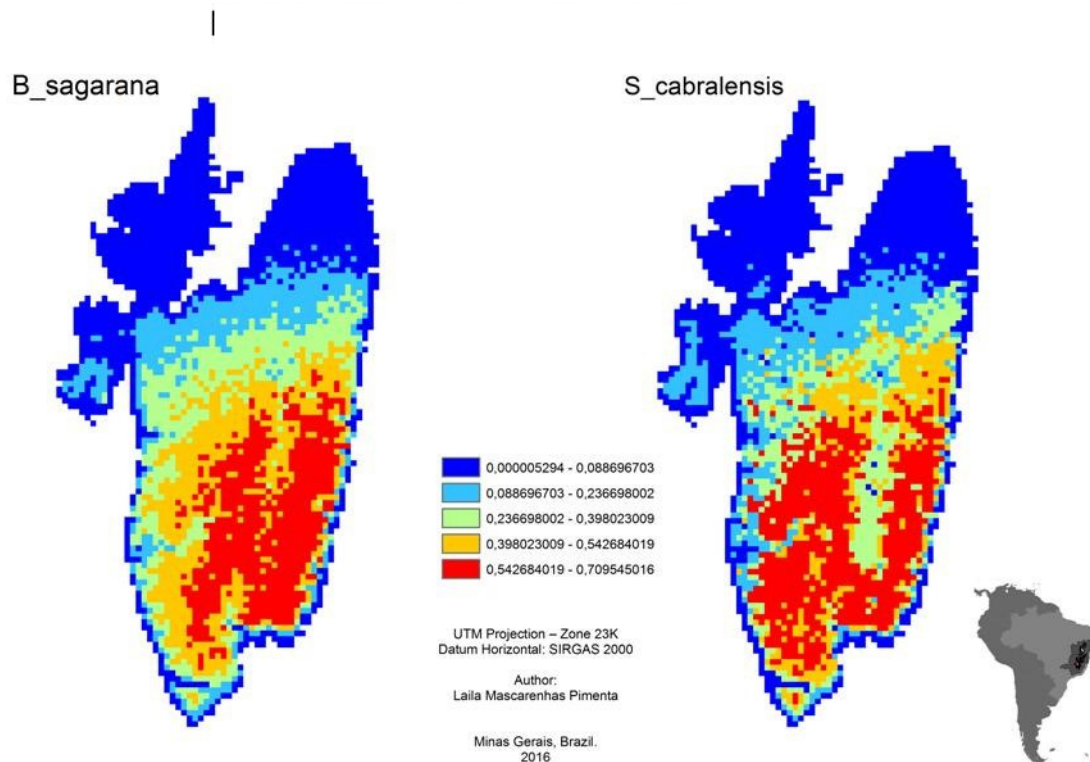


Figura 5: Mapas de adequabilidade ambiental gerados pelo modelo Maxent sem a variável vegetação para as espécies *B. sagarana* e *S. cabralensis*.

Tabela 5: Medidas de desempenho para o modelo MaxEnt sem a variável vegetação para as espécies *B. sagarana* e *S. cabralensis*. THROC = limiar de corte com base na (ROC)Receiver Operating Characteristic; TSS = *TrueSkillsStatistic*.

Espécie	N	MEDIDAS DE DESEMPENHO		
		AUC	TH_ROC	TSS_ROC
<i>Bokermannohyla sagarana</i>	39	0,784126	0,334677	0,5666
<i>Scinax cabralensis</i>	19	0,846574	0,493931	0,679868

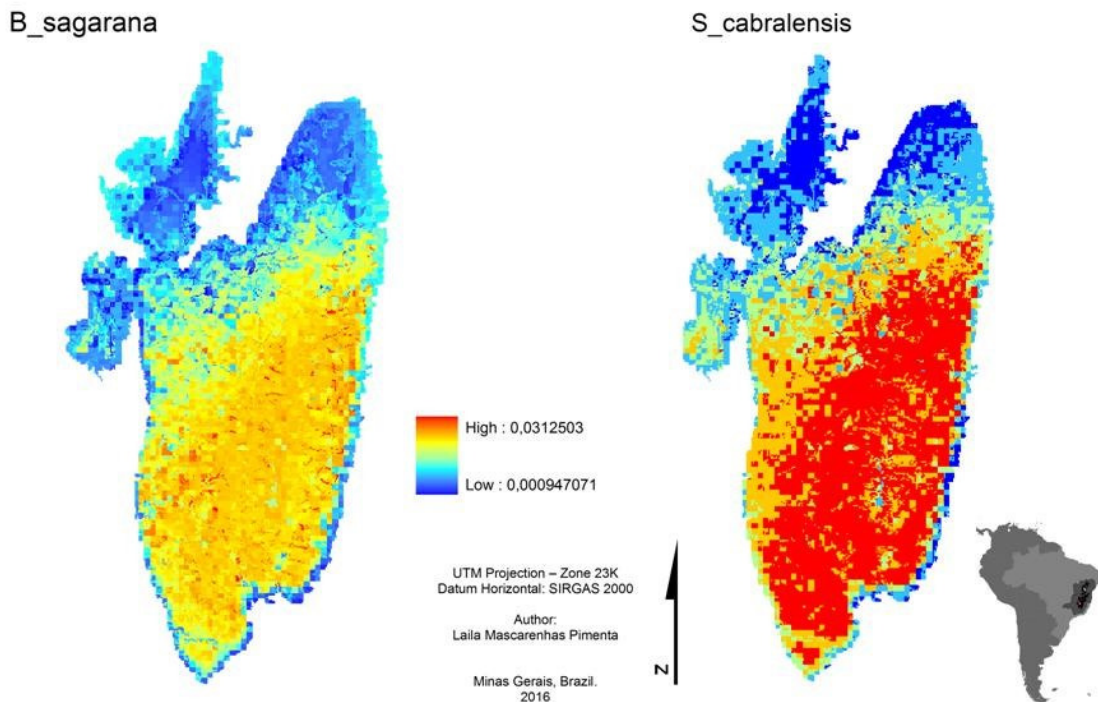


Figura 6: Mapas de adequabilidade ambiental gerados pelo modelo MaxEnt com a variável vegetação para as espécies *B. sagarana* e *S. cabralensis*.

Tabela 6: Medidas de desempenho para o modelo MaxEnt com a variável vegetação para as espécies *B. sagarana* e *S. cabralensis*. THROC = limiar de corte com base na (ROC) Receiver Operating Characteristic TSS = *TrueSkillsStatistic*.

Espécie	N	AUC	TH_ROC	TSS_ROC
<i>Bokermannohylasagarana</i>	49	0,816624	0,419674	0,572751
<i>Scinaxcabralensis</i>	30	0,866277	0,436939	0,715167

Após essa etapa, como dito anteriormente, o treshold é aplicado aos mapas e suas respectivas avaliações estatísticas dos modelos (TSS) são apresentadas em tabelas e mapas (*Tabela 5* e *Tabela 6*). Essa etapa antecede a aplicação do limiar de

corte que transforma esses resultados em mapas binários (0/1) indicando a presença e a ausência da espécie.

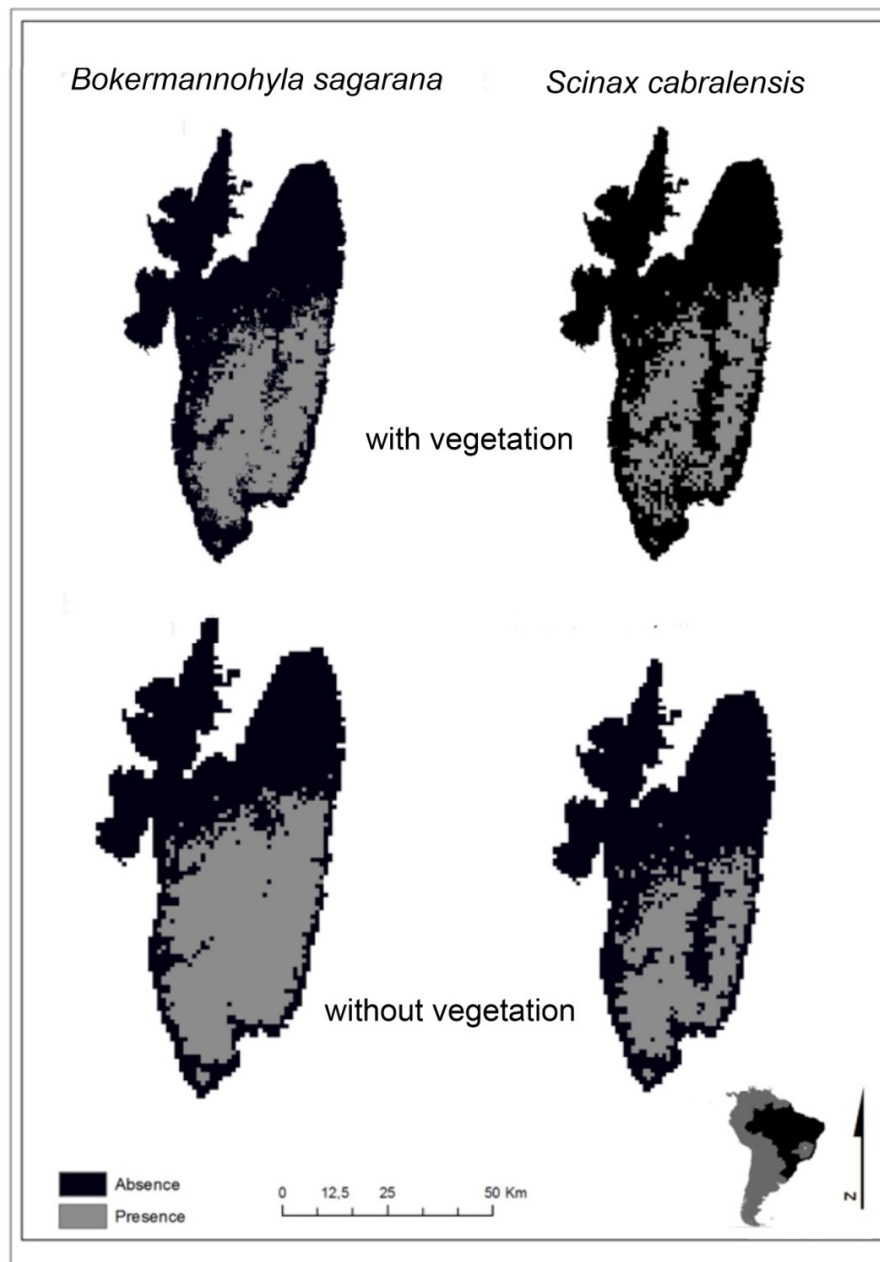


Figura 7: Mapas com áreas de ocorrência para *Bokermannohyla sagarana* e *Scinax cabralensis* como previsto por modelos Maxent com e sem vegetação incluído.

Foram utilizados os resultados dos modelos de adequabilidade ambiental do Maxent sem a variável vegetação para os cálculos de perda de habitat e proteção das espécies pelo PESCabral, considerando que áreas com condições climáticas e topográficas adequadas mas que tivessem perdido sua cobertura vegetal nativa

seriam áreas perdidas para as espécies. Desse modo, a porcentagem de perda corresponde a porcentagem das áreas previstas como adequadas que estão cobertas por plantações de *Eucalyptus* e *Pinus*. Na Tabela 7 são apresentados os resultados.

Tabela 7: Perda de habitat para as espécies *B. sagarana* e *S. cabralensis*

Espécies	maxEnt c/vegetação	maxEnt s/vegetação
<i>Scinax cabralensis</i>	10,8%	10,99%
<i>Bokermannohyla sagarana</i>	12,95%	10,58%

Foram utilizados os resultados de adequabilidade ambiental dos modelos sem a variável vegetação para prever que a porcentagem das áreas com adequabilidade ambiental (ou seja, aquelas com clima e vegetação favoráveis para as espécies) que estaria protegida dentro da unidade de conservação PESCabral. Da mesma forma, foi feito com a classe monocultura de *Pinus/Eucalyptus* para verificar a perda de habitat para as espécies (Tabela 7 e Tabela 8).

Tabela 8: A estimativa da porcentagem de área protegida pelo PESCabral) e perda de habitat para *B. sagarana* e *S. cabralensis* baseado em áreas adequadas previstas por Maxent com e sem vegetação.

Espécies	maxEnt c/vegetação	maxEnt s/vegetação
<i>Scinax cabralensis</i>	15,01%	10,59%
<i>Bokermannohyla sagarana</i>	16,75%	14,03%

Apenas 16,75% da área indicada como adequada para *B. sagarana* e 15,16% da área indicada como sendo adequados para *S. cabralensis* pelo modelo sem vegetação estão dentro dos limites da PESCA.

5. DISCUSSÃO

Os resultados indicam que o estado atual de conservação de *Bokermannohyla sagarana* e *Scinax cabralensis* é digno de preocupação. Menos de 15% da área potencialmente adequada para ocorrência de cada espécie está dentro dos limites da única unidade de conservação de proteção integral na região, o PESCabral.

A perda de habitat é hoje uma das principais fontes de perda de biodiversidade e é especialmente problemática para espécies com distribuição restrita (SODHI et al. 2008) como *B. sagarana* e *S. cabralensis*. Espécies endêmicas são de especial preocupação pois necessitam de habitats específicos. Esta especificidade combinada à sua baixa capacidade de dispersão consequentemente resultam em estreitas faixas de distribuição (SLATYER et al. 2013). Portanto, monitorar qualquer uso da terra e alterações que perturbam esses habitats é fundamental, uma vez que essas espécies estão restritas a apenas alguns locais. Apesar da importância da conservação de espécies endêmicas, devido à sua maior vulnerabilidade à perda de habitat, esta não é uma tarefa fácil, pois por serem raras é difícil adquirir informações sobre sua história natural, nicho e distribuição real, informações essenciais para subsidiar o planejamento da conservação (SERRA et al. 2012). A presença de predadores ou competidores em áreas modeladas como adequadas, por exemplo, pode impedir a presença das espécies e diminuir a eficiência de previsões do modelo como preditor de ocorrência de espécies (SOBERÓN e PETERSON, 2005).

A inclusão da cobertura vegetal não resultou em mudanças consideráveis nas áreas adequadas previstas para *B. sagarana* e *S. cabralensis* como esperado, o que pode significar uma superestimativa da área adequada por estes modelos. Nos modelos com dados somente de presença, um bom indicador da qualidade do modelo deve ser um *trade-off* entre a menor área prevista e a cobertura de mais pontos de presença (ENGLER et al. 2004). Grandes áreas previstas podem aumentar a taxa de falsos positivos, mas, por outro lado, a redução de área tende a aumentar o número de falsos negativos em uma predição (ENGLER et al. 2004; GUO et al. 2005). Ao planejar a conservação das espécies, é importante ter em mente que prever áreas de ocorrência nos modelos não significa necessariamente

que a espécie está presente, mas as condições ambientais são adequadas para a sobrevivência das espécies (ver GUO et al. 2005; JIMÉNEZ- VALVERDE et al. 2008). Assim, se uma unidade de conservação é planejada em uma área potencial de ocorrência visando a proteção de uma e/ou várias espécies, a presença destas espécies deve ser confirmada para uma estratégia de sucesso.

Sem a inclusão da cobertura vegetal recente, algumas áreas já cobertas por plantações de *Pinus* e *Eucalyptus* foram consideradas como adequadas para a espécie por parte de modelos baseados nas demais variáveis. No campo, no entanto, nunca achamos qualquer uma das espécies em plantações de *Pinus* e *Eucalyptus*. Isso é possível porque a resolução dos dados ambientais disponíveis para os modelos não é refinada o suficiente para identificar cada pequeno fragmento de habitat. Veredas e corpos de água atravessam a paisagem fragmentada, geralmente sob pontes ou ao lado de estradas de terra que dão acesso a fazendas de monocultura (L. M., pers. obs.). No entanto, embora a espécie pode ser encontrada muito perto de plantações de *Pinus* e *Eucalyptus*, a crescente fragmentação da paisagem pode ocasionar a interrupção nas rotas de migração dos indivíduos causando uma provável diminuição da diversidade genética (ver ETEROVICK et al. 2016). Estudos sobre genética de populações de *B. sagarana* e *S. cabralensis* são altamente recomendados neste momento para esclarecer os potenciais impactos e melhores iniciativas de conservação para proteger essas espécies.

As análises de lacunas utilizadas para avaliar a porcentagem de área adequada para proteção das espécies em unidades de conservação variam e podem ser baseadas em valores-alvo arbitrários que se espera que representem uma área que seria suficiente para a persistência de espécies. Estes valores podem variar, por exemplo, a partir de 100% para espécies de distribuição restrita até 10% para espécies de distribuição ampla de anfíbios (LEITE 2012); 17% para espécies de vertebrados (BRITO et al, 2016), porque não há certeza sobre qual a porcentagem seria necessária para realmente atingir esse objetivo. Se outras ameaças como mudanças climáticas (FERNANDES et al., 2014), impactos de outros usos da terra como mineração, pastagem, fogo e agricultura (FERNANDES, no prelo), e variações estocásticas naturais populacionais (LEITE, 2012) são considerados,

espécies podem entrar em risco de extinção em um futuro muito mais próximo que o previsto com base em modelagem de distribuição de espécies e análises de lacunas. As alterações climáticas podem resultar em mudanças nas áreas de ocorrência de espécies de montanha e nas suas interações tróficas, com resultados que são difíceis de prever para qualquer espécie devido a respostas variáveis (LURGI et al., 2012). É razoável supor que a necessidade potencial de mudar diante de novas ameaças como a mudança climática é susceptível de aumentar as chances de extinção de populações restritas a uma pequena área, como é o caso de *B. sagarana* e *S. cabralensis*.

Scinax cabralensis e *Bokermannohyla sagarana* não foram incluídas na lista nacional da fauna ameaçada de extinção (BRASIL, 2014) e nem lista vermelha de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2010). Foram encontrados registros somente para a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). É importante ressaltar a necessidade da inclusão dessas espécies na lista de MG e MMA. As listas vermelhas constituem uma importante ferramenta conservacionista que indicam as espécies ameaçadas de extinção. É um instrumento de política ambiental que possibilita a instauração de medidas conservacionistas para a biodiversidade, provendo subsídios para a formulação de políticas de fiscalização, criação de unidades de conservação e definição sobre a aplicação de recursos técnicos, científicos, humanos e financeiros em estratégias de recuperação da fauna ameaçada além de também constituir um importante mecanismo de combate ao tráfico e ao comércio ilícitos de espécies (HADDAD, 2007).

Listas de espécies ameaçadas (*Tabela 9*) possuem um impacto considerável no Brasil e mundo, uma vez que passa a integrar a estrutura normativa do estado ou país, tornando um importante instrumento legal para a conservação da biodiversidade.

Tabela 9: Listas vermelhas de espécies ameaçadas consultadas.

Listas da Espécies Ameaçadas	Copam MG	Lista MMA	IUCN
<i>Scinax cabralensis</i>	-	-	DD (Dados deficientes)
<i>Bokermannohyla sagarana</i>	-	-	NT (Quase ameaçada)

5.1 Categoria e critério para a avaliação da espécie no Brasil: *Scinax cabralensis*

Data Deficient para Quase Ameaçada

Com base nos resultados obtidos nesta dissertação, está sendo proposta uma mudança de categoria para *S. cabralensis* justificada a baixo.

Justificativa: *Scinax cabralensis* é endêmica do Brasil, da região serrana da Serra do Carbral, Cordilheira do Espinhaço, conhecida apenas de Buenópolis e Joaquim Felício, no estado de Minas Gerais. Sua extensão de ocorrência calculada é de 2012,12 km² (B1). Com os dados apresentados nesta dissertação, ressalta-se que o ambiente onde *S. cabralensis* ocorre está se fragmentando rapidamente, desta forma, se infere que a população também esteja fragmentada (causando isolamento genético). O hábitat está sofrendo contínuo declínio de qualidade, além da perda de área pela intensa implantação e ampliação de monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus*, além de eventos anuais de queimada e propriedades com criação de gado [b(i, ii, iii) vide ficha IUCN (Figura 8)]. Por essas razões, *Scinax cabralensis* poderá ser categorizada como Quase Ameaçada (NT), uma vez que o acelerado grau de alteração por fragmentação, antropização das áreas e a perda de qualidade dos habitats devem colocar a espécie na categoria Em Perigo (EN) nos próximos anos.



Scinax cabralensis (DRUMMOND; BAËTA; PIRES, 2007)

Distribuição Geográfica:

Endêmica do Brasil, da região serrana da Serra do Carbral, Cordilheira do Espinhaço, conhecida apenas de Buenópolis e Joaquim Felício, no estado de Minas Gerais.

EOO: <2000 km²

População:

Tendência populacional:
decrecendo.

Ameaça:

- Silvicultura
- Queimadas
- Atividades agropastoris,
- Desmatamento,

B. Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações:			
	Criticamente Em Perigo (CR)	Em Perigo (EN)	Vulnerável (VU)
B1. Extensão de ocorrência	< 100 km ²	< 5,000 km ²	< 20,000 km ²
B2. Área de ocupação	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2,000 km ²
E pelo menos 2 dos seguintes itens:			
(a) severamente fragmentado, OU número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) declínio continuado em um dos itens: (i) extensão de ocorrência; (ii) área de ocupação; (iii) área, extensão e/ou qualidade do habitat; (iv) número de localidades ou subpopulações; (v) número de indivíduos maduros.			
(c) flutuações extremas em qualquer um dos itens: (i) extensão de ocorrência; (ii) área de ocupação; (iii) número de localidades ou subpopulações; (iv) número de indivíduos maduros.			

Figura 8: Ficha elaborada para nova categorização da espécie.

Uma espécie ser categorizada como DD significa que ela pode pertencer à categoria das ameaçadas, entretanto ela estaria desprotegida pela lei. É necessário lembrar que a taxonomia dos anfíbios brasileiros (e tropicais em geral) ainda evolui, pois além de sermos um país megadiverso, todos os anos espécies têm sido revalidadas e, principalmente, diversas espécies novas de anfíbios têm sido descobertas e descritas. Assim, na medida em que não sabemos exatamente o que possuímos em termos de riqueza de espécies e que pouco sabemos sobre as populações das espécies já descritas, a conservação se torna uma tarefa bastante difícil. Afinal só se protege o que se conhece (HADDAD, 2007)

Ainda que predições de ocorrência sejam muitas vezes tudo que temos para acessar o status de conservação de espécies, alertamos para o uso da modelagem de distribuição para se estabelecer áreas prioritárias para a conservação de espécies endêmicas sem mais estudos ecológicos / genéticos. As escalas dos dados ambientais disponíveis para alimentar os modelos podem ser mais grossas do que as variações do habitat percebidas pelas espécies. Isso pode subestimar a capacidade das espécies de ocupar as áreas previstas como inadequadas. Por outro lado, uma área com adequabilidade é estimada, mas a sua fragmentação não é contabilizada pelos modelos. Assim, a falta de conectividade entre os fragmentos pode levar à perda da diversidade genética e fazer com que populações pequenas se tornem propensas à extinção em face dos desafios futuros. Neste caso, populações “sumidouro” (“sink populations”; isto é, populações que ocupam temporariamente áreas que não atendem a todas as suas necessidades) podem contribuir para aumentar a área prevista como adequada pelo modelo (SOBERÓN e PETERSON, 2005).

Considerando a urgência de iniciativas de conservação para proteger *B. sagarana* e *S. cabralensis*, bem como outras espécies endêmicas em habitats ameaçados, técnicas de modelagem baseadas em dados de campo precisos podem prever áreas adequadas onde estas espécies podem ser encontradas e idealmente monitoradas. Áreas de ocorrência confirmadas devem receber

atenção especial a fim de se evitar uma maior destruição do habitat com o objetivo de aumentar a quantidade de áreas protegidas dentro da distribuição destas espécies. Além disso, a importância da migração para a manutenção dos atuais níveis de diversidade genética deve ser investigada para fornecer dados básicos sobre a necessidade de promover conexões entre os fragmentos com ocorrência das espécies.

Por último, é de extrema importância que os resultados das listas vermelhas sejam incorporados pelas agências governamentais responsáveis pela elaboração das políticas públicas e pela gestão da biodiversidade, transformando-os em ações efetivas para a reversão das ameaças às quais as espécies estão submetidas, contando com o apoio e os recursos disponibilizados pelas organizações não governamentais conservacionistas, nacionais e/ou internacionais (HADDAD, 2007).

6. CONCLUSÃO GERAL

A presente pesquisa apresentou a modelagem de distribuição geográfica de espécies como uma ferramenta que vem sendo utilizada na Biologia da Conservação com o intuito de gerar informações de áreas adequadas para a manutenção de populações das espécies. Esta metodologia associa dados de ocorrência de uma determinada espécie, no espaço geográfico, com as condições ambientais dos pontos onde essa espécie foi registrada.

O incentivo à preservação dessas áreas de potencial ocorrência somado à criação de Unidades de Conservação, são estratégias importantes. Isto possibilita o estabelecimento de ações de proteção para espécies na tentativa de restringir as atividades humanas degradantes que elevam ainda mais o grau de ameaça. Além disto, a identificação áreas de ocorrência potencial das espécies permite que sejam estabelecidas políticas públicas que orientem as ações prioritárias para a conservação da biodiversidade, assim como o estabelecimento de diretrizes nos planos de ação nacional para conservação de espécies.

Modelos de distribuição potencial devem ser utilizados para acessar e rever o status de conservação de outros anfíbios brasileiros ameaçados de extinção ou de distribuição restrita a fim de modificar o panorama atual de conhecimento sobre anurofauna no Brasil. Esse grupo ainda possui carência de trabalhos básicos sobre a biologia das espécies e história natural, necessitando de inventários em áreas pouco estudadas e/ou desconhecidas. Mapas de adequabilidade ambiental são elementos que facilitam a realização e o sucesso desses estudos, direcionando os esforços para áreas apropriadas. Assim, os resultados apresentados neste estudo contribuem para a mudança deste panorama.

B. sagarana e *S. cabralensis*, assim como as demais espécies de anfíbios ameaçados de extinção ou de distribuição restrita, são afetadas pela redução do habitat e sua concomitante fragmentação, sendo necessária a confirmação de localidades onde as espécies realmente ocorrem e sua urgente preservação.

Mesmo que ainda não tenhamos uma base de dados robusta para a modelagem de adequabilidade de espécies ameaçadas e/ou raras, como dados espaciais em escalas refinadas e mapas de distribuição de espécies (presenças e ausências confirmadas), é importante trabalharmos com o conjunto das melhores informações das quais atualmente dispomos para aprimorarmos nosso conhecimento. Assim aumentaremos nossas chances de tomar as melhores decisões em prol da manutenção das populações em seu ambiente natural.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackoff, R. L.; Sasieni, M.W. (1968). *Fundamentals of Operations Research*. 6. ed. New York: John Wiley & Sons
- Alford, R. A., Richards, S. J., and McDonald, K. R. (2007). Biodiversity of Amphibians. Pages 1–12 in Levin, S. A., editor. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2^a edition. Academic Press
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M. & Kadmon, R. (2013) Reply to Carnicer et al.: Environmental heterogeneity reduces breeding bird richness in Catalonia by increasing extinction rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, E2861–E2862. doi: 10.1073/pnas.1306997110.
- 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, 1223–1232.
- Anderson, R.P.; Lew, D. & Peterson, A.T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162: 211-232.
- Anderson, R.P.; Lew, D. & Peterson, A.T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162: 211-232.
- Araújo, M.B. & Williams, P. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96: 331-345.
- Araújo, M.B.; Noguees-Bravo, D.; Reginster, I.; Rounsevell, M. & Whittaker, R.J. (2008). Exposure of European biodiversity to changes in human-induced pressures. *Environmental Science & Policy*, 11: 38-45.

Araújo, M.B.; Thuiller, W. & Pearson, R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728.

Austin, M.P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.

Azevedo-Ramos, C.; Galatti, U. (2002). Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation* 103: 103-111.

Berger L, Speare R, Hyatt AD. (1999). Chytrid fungi and amphibian declines: overview, implications and future directions. In: Campbell A. (ed) *Declines and disappearances of Australian frogs*. Environment Australia: Canberra. 23-33

Brito, J.C., Tarroso, P., Vale, C.G., Martínez-Freiría, F., Boratynski, Z., Campos, J.C., Ferreira, S., Godinho, R., Gonçalves, D.V., Leite, J.V., Lima, V.O., Pereira, P., Santos, X., Silva, M.J.F., Silva, T.L., Velo-Antón, G., Veríssimo, J., Crochet, P.-A., Pleguezuelos, J.M. & Carvalho, S.B. (2016) Conservation biogeography of the Sahara-Sahel: additional protected areas are needed to secure unique biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22, 371–384.

Brown, J. H. & Lomolino, M.V. (2006). *Biogeografia*. 2nd ed. Ribeirão Preto: Funpec. 692p

Chase J.M. & Leibold, M.A. (2003). *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago: The University of Chicago Press.

Chen, Y.H. (2009). Conservation biogeography of the snake family colubridae of China. *North-Western Journal of Zoology* 5: 251-262.

Christofoletti, A. (1999) *Modelagem de sistemas ambientais*. São Paulo: Blücher,

Condez, T.H.; Clemente-Carvalho, R.B.G.; Haddad, C.F.B.; Reis, S.F. (2014). A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from the highlands of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Herpetologica* 70(1): 89-99.

- Costa, J.; Peterson, A.T. & Beard, C.B. (2002). Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatomabrasiliensis*neiva, 1911, the most important Chagas' disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae). *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 67: 516-520.
- Dixo, M.; Verdade, V.K. (2006). Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica* 6(2): 1-20
- Drummond, L.O, Baeta, D, Pires, M.R.S, (2007). A new species of *Scinax* (Anura, Hylidae) of the *S. ruber* clade from Minas Gerais, Brazil. *Zootaxa* 1612: 45-53
- Duellman, W.E. (1999). Patterns of distribution of amphibians; A global perspective. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 633p.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-97.
- Elton, C. (1927). *Animal ecology*. Sidgwick and Jackson, London. 296 p.
- Engler, R.; Guisan, A. & Rechsteiner, L. (2004). An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.
- Eterovick, P.C., Sloss, B.L., Scalzo, J.A.M. & Alford, R.A. (2016) Isolated frogs in a crowded world: Effects of human-caused habitat loss of frog heterozygosity and fluctuating asymmetry. *Biological Conservation*, 195, 52–59.
- Eterovick, P.C.; Carnaval, A.C.O.Q.; Borges-Nojosa, D.M.; Silvano, D.L.; Segalla, M.V.; Sazima, I. (2005). Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* 37(2): 166-179.
- Eterovick, P.C.; Sazima, I. (2004). *Anfíbios da Serra do Cipó*. Belo Horizonte: PUC Minas. 152p.
- Fernandes, G.W., Barbosa, N.P., Negreiros, D. & Paglia, A.P. (2014) Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, 12, 162–165.

Frost, D.R. (2014). Amphibian species of the world: an online reference. Version 6.0 [online]. New York: American Museum of Natural History. Available from: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>

Giannini, T. C., Siqueira, M.z F., Acosta, A. L., Barreto, F. C.C., Saraiva, A. M., & Alves-dos-Santos, I. (2012). Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia*, 63(3), 733-749.

Gillespie, G.; Howard, S.; Lockie, D.; Scroggie, M.; Boeadi. (2005). Herpetofaunal richness and community structure of offshore islands of Sulawesi, Indonesia. *Biotropica* 37(2): 279-290.

Giulietti, A.M. & Pirani, J.R. (1988) Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. *Proceedings of a Workshop on Neotropical distribution patterns.* (ed. by W.R. Heyer and P.E. Vanzolini), pp. 39–69. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brazil.

Giulietti, A.M., Pirani, J.R. & Harley, R.M. (1997). Espinhaço range region, eastern Brazil. *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation.* (ed. by S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera–MacBride, J. Villa–Lobos and A.C. Hamilton) v. 3 pp. 397–404. Cambridge, IUCN Publication Unity the Americas.

Godinho, L.B.; Moura, M.R.; Lacerda, J.V.A.; Feio, R.N. (2013). A new species of *Proceratophrys* (Anura: Odontophrynidae) from the middle São Francisco River, southeastern Brazil. *Salamandra* 49(2): 63-73.

Grinnell, J. (1904). The origin and distribution of the chestnut-backed chickadee. *Auk* 21: 375-377.

Grinnell, J. (1917). The niche-relationship of the California thrasher. *Auk* 34: 427-433.

Grinnell, J. (1924). Geography and evolution. *Ecology* 5: 225-229.

- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann, A. & Zimmermann, N. E. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20: 501-511.
- Guo, Q., Kelly, M. & Graham, C.H. (2005) Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological Modelling*, 182, 75–90.
- Hagget, P. (1967). *Modelos integrados em Geografia*. Rio de Janeiro: LTC, 1967.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E. & Parra, J.L. (2005) Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- 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: 2027-2036
- Hoffmann, M. et al. (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503–1509.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- IUCN (2015) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 19 November 2015.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2014. *Bokermannohyla sagarana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN>.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M. & Hortal, J. (2008) Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 14, 885–890.

Leite, F. S. F., Pezzuti, T. L., & Drummond, L. O. (2011). A new species of Bokermannohyla from the Espinhaço range, state of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Herpetologica* 67:440–448.

Leite, F.S.F. (2012) Taxonomia, biogeografia e conservação dos anfíbios da Serra do Espinhaço. PhD Dissertation. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.

Leite, F.S.F., Juncá, F.A. & Eterovick, P.C. (2008) Status do conhecimento, endemismo e conservação de anfíbios anuros da Serra do Espinhaço, Brasil. *Megadiversidade*, 4, 158–176.

Leite, F.S.F., Pezzuti, T.L. & Drummond, L.O. (2011) A new species of Bokermannohyla from the Espinhaço range, state of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Herpetologica*, 67, 440–448.

Leite, F.S.F., Pezzuti, T.L. & Garcia, P.C.A. (2012) A new species of the Bokermannohyla pseudopseudis group from the Espinhaço range, central Bahia, Brazil (Anura: Hylidae). *Herpetologica*, 68, 401–409.

Levine, R.S.; Peterson, A.T.; Yorita, K.L.; Carroll, D.; Damon, I.K. & Reynolds, M.G. (2007). Ecological niche and geographic distribution of human monkeypox in Africa. *Plos One* 2: e176.

Longcore JE, Pessier AP, Nichols DK (1999) *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* 91:219-227

Lourenço, A.C.C.; Carvalho, A.L.G.; Baêta, D.; Pezzuti, T.L.; Leite, F.S.F. (2013). A new species of the Scinax catharinae group (Anura, Hylidae) from Serra da Canastra, southwestern state of Minas Gerais, Brazil. *Zootaxa* 3613 (6): 573-588.

Lurgi, M., López, B.C. & Montoya, J.M. (2012) Climate change impacts on body size and food web structure on mountain ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 367, 3050–3057.

Mângia, S., Santana, D. J., Cruz, C. A. G., & Feio, R. N. (2014) Taxonomic review of *Proceratophrysmelanopogon* (Miranda-Ribeiro, 1926) with description of four

new species (Amphibia, Anura, Odontophrynidae) Boletim do Museu Nacional. Nova Serie, Zoologia. Rio de Janeiro, n. 531, p.1-33, mar.

McDonald, R., McKnight, M., Weiss, D., Selig, E., O Connor, M., Violin, C., Moody, A. (2005) Species compositional similarity and ecoregions: Do ecoregion boundaries represent zones of high species turnover? *Biological Conservation* 126. 24–40.

Merow, C., Smith, M. & Silander Jr. J.A. (2013) A practical guide to Maxent: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36, 1–12.

Metzger, J.P.; Antongiovanni, M.; Oliveira-Filho, F.J.B. & Martensen, A.C. (2007) *O uso de modelos em Ecologia de Paisagens*. Megadiversidade v.3 n.1-2

Monnet, A.C., Hardouin, L.A., Robert, A., Hingrat, Y. & Jiguet, F. (2015) Evidence of a link between demographic rates and species habitat suitability from post release movements in a reinforced bird population. *Oikos*, 124, 1089–1097.

Myers, N., Mittermeier, R.A. , Mittermeier, C.G. , da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

Neckel-Oliveira, S., U. Galatti, M. Gordo, L.P.C. Pinheiro and G.F. Maschio. (2012). Anfíbios; p. 67-79 In F.D. Martins, A.F. Castilho, J. Campos, F.M. Hatano and S. Rolim. (org.). *Fauna da Floresta Nacional de Carajás: Estudos Sobre Vertebrados Terrestres*. São Paulo: Editora Rona.

Oberhauser, K. & Peterson, A.T. (2003). Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 14063-14068.

Ortega-Huerta, M.A. & Peterson, A.T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 39-54.

Pearson R. G. C. J. Raxworthy. M. Nakamura and A. T. Peterson. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.

Pearson, R.G.; Thuiller, W.; Araújo, M.B.; MartinezMeyer, E.; Brotons, L.; McClean, C.; Miles, L.; Segurado, P.; Dawson, T.C. & Lees, D.C. (2006). Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704-1711.

Peloso PLV, Sturaro MJ, Forlani MC, Gaucher P, Motta AP, Wheeler W. (2014). Phylogeny, taxonomic revision, and character evolution of the genera *Chiasmocleis* and *Syncope* (Anura, Microhylidae) in Amazonia, with descriptions of three new species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, no. 386

Peterson, A.T. & Robins, C.R. (2003). Using ecological niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. *Conservation Biology* 17: 1161-1165.

Peterson, A.T.; Lash, R.R.; Carroll, D.S. & Johnson, K.M. (2006)b. Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 75: 9-15.

Peterson, A.T.; Ortega-Huerta, M.A.; Bartley, J.; Sánchez-Cordero, V.; Soberón, J.; Buddemeier, R.H. & Stockwell, D.R.B. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.

Peterson, A.T.; Papes, M.; Kluza, D.A. (2003). Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science* 51: 863-868.

Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.

Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E. (2004) A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, pp. 655–662. ACM Press, New York.

- Pires, C.H. (2014) Modelagem de mudanças e simulação de cenários utilizando dados multi-temporais: bacia do Rio Piracicaba – MG. Masters Thesis. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- Polasky, S. & Solow, A.R. (2001). The value of information in reserve site selection. *Biodiversity and Conservation* 10: 1051-1058.
- Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J.R. (2008) A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4, 16–24.
- Recoder, R.S.; Werneck, F.P.; Teixeira JR., M.; Colli, G.R.; Sites JR., J.W.; Rodrigues, M.T. (2014). Geographic variation and systematic review of the lizard genus *Vanzosaura* (Squamata, Gymnophthalmidae), with the description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 171: 206-225.
- Richardson, D. M. & Whittaker, R. J. (2010). Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions* 16: 313-320.
- Rodrigues, M.T. (2005). Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade* 1(1):87-94.
- Schoener, T. W. (1989). The ecological niche. In: Cherrett, J.M. (ed.). *Ecological concepts*. Oxford: Blackwell. P. 79-113.
- Segalla, M.V.; Caramaschi, U.; Cruz, C.A.G.; Garcia, P.C.A.; Grant, T.; Haddad, C.F.B.; Langone, J. (2014). Brazilian amphibians – List of species. Disponível em: <http://www.sbherpetologia.org.br>. Acesso em: 3 jul. 2015.
- Serra, B.D.V., De Marco, P.J., Nóbrega, C.C. & Campos, L.A.O. (2012) Modelling potential geographical distribution of the wild nests of *Melipona capixaba* Moure & Camargo, 1994 (Hymenoptera, Apidae): Conserving isolated populations in mountain habitats. *Natureza & Conservação*, 10, 199–206.
- Silva, R.R., Brandão, C.R.F. & Scott-Santos, C.P. (2007). Riqueza, composição e caracterização do espaço morfológico da fauna de formigas de serrapilheira ao longo da Mata Atlântica. *Biológico* 62(2):289-290.

- Silvano, D.L. & Segalla, M.V. (2005) Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, 1, 79–86.
- Silvano, D.L.; Segalla, M.V. (2005). Conservation of Brazilian amphibians. *Conservation Biology* 19(3): 653-658.
- Siqueira, M.F. & Peterson, A.T. (2003). Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3: 1-14.
- Siqueira, M.F. & Durigan, G. (2007). Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 239-249
- Slatyer, R.A., Hirst, M. & Sexton, J.P. (2013) Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecology Letters*, 16, 1104–1114.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Sodhi, N.S., Bickford, D., Diesmos, A.C., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Sekercioglu, C.H. & Bradshaw, C.J.A. (2008) Measuring the meltdown: drivers of global amphibian extinction and decline. *PLOS One*, 3, e1636.
- Speare, R. (2001). Steering Committee of Getting the Jump on Amphibian Disease .Developing Management Strategies to Control Amphibian Diseases: Decreasing the Risks Due to Communicable Diseases, Townsville, Australia: School of Public Health and Tropical Medicine, James Cook University. Available: [http:// www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/chart.htm](http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/chart.htm)
- Strüssmann, C.; Prado, C.P.A.; Uetanabaro, M.; Ferreira, V.L. (2000). Amphibians and reptiles of selected localities in the southern Pantanal floodplains and neighboring Cerrado areas, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: P.W. Willink; B.

Chernoff; L.E. Alonso & J.R. Montambault (Orgs.). A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Washington, DC: Conservation International, 2000. v.18, p. 98-102

Stuart, S., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fishman, D. L. and Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. - *Science* 306: 1783-1786

Sturaro, M.J. Peloso, P.L.V. (2014) A new species of *Scinax* Wagler, 1830 (Anura; Hylidae) from the Middle Amazon River Basin, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 54 (2), 9–23

Teixeira JR., M.; Recoder, R.S.; Camacho, A.; Sena, M.A.; Navas, C.A.; Rodrigues, M.T. (2013). A new species of *Bachia* Gray, 1845 (Squamata: Gymnophthalmidae) from the Eastern Brazilian Cerrado, and data on its ecology, physiology and behavior. *Zootaxa* 3616 (2): 173-189.

Thomas, C.D.; Cameron, A; Green, R.E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L.J.; Collingham, Y.C.; Erasmus, B.F.N.; Siqueira, M.F.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B; van Jaarsveld, A.S.; Midgley, G.F.; Miles, L.; Ortega-Huerta, M.A.; Peterson, A.T.; Phillips, O.L. & Williams, S.E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.

Uetz, P. (2008). The EMBL Reptile Database. <http://www.reptile-database.org/db-info/SpeciesStat.html> UK.2014-1. Downloaded on 08 June 2016.

Vasconcelos, M. (2009) Avifauna dos campos rupestres e dos campos de altitude do leste do Brasil: levantamento, padrões de distribuição geográfica, endemismo e conservação. Masters Thesis. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.

Vasconcelos, M.F., D'Angelo-Neto, S. & Fjeldså, J. (2008) Redescription of *Cipócanasteroasthenes* luizae, with notes on its systematic relationships. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 128, 179–186.

Whittaker, R.J., Araujo, M.B., Paul, J., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J. (2005) Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, 3–23.

Wiens, J.A.; Stralberg, D.; Jongsomjit, D.; Howell, C.A. & Snyder, M.A. (2009). Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 19729-19736.

Wilkinson, M., Antoniazzi, M.M., Jared, C. (2015). A new species of *Microcaecilia* Taylor, 1968 (Amphibia: Gymnophiona: Siphonopidae) from Amazonian Brazil. *Zootaxa*, 3905, 425-432.

Young, B. E., K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibanez, A. W. Salas, J. R. Cedeno, L. A. Coloma, S. Ron, E. Lamarca, J. R. Meyer, A. Munoz, F. Bolanos, G. Chaves & D. Romo. (2001). Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*. 15: 1213–1223.

8. Artigo