

BRUNO SANDRI SOUZA

**COMO DIFERENTES MÉTODOS DE MAPEAMENTO
INFLUENCIAM NA DETERMINAÇÃO DA DIVERSIDADE BETA
DE ANUROS DO CERRADO E DA MATA ATLÂNTICA?**

BAURU

2020

BRUNO SANDRI SOUZA

**COMO DIFERENTES MÉTODOS DE MAPEAMENTO
INFLUENCIAM NA DETERMINAÇÃO DA DIVERSIDADE BETA
DE ANUROS DO CERRADO E DA MATA ATLÂNTICA?**

Bauru

2020

BRUNO SANDRI SOUZA

**COMO DIFERENTES MÉTODOS DE MAPEAMENTO
INFLUENCIAM NA DETERMINAÇÃO DA DIVERSIDADE BETA
DE ANUROS DO CERRADO E DA MATA ATLÂNTICA?**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências, Bauru, para a obtenção do título de Mestre em Biociências: Caracterização da Biodiversidade.

Orientador: Dr. Tiago da Silveira Vasconcelos

BAURU

2020

S729c Souza, Bruno Sandri
Como diferentes métodos de mapeamento influenciam na determinação da diversidade beta de anuros do Cerrado e da Mata Atlântica? / Bruno Sandri Souza. -- Bauru, 2020
66 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências, Bauru
Orientador: Tiago da Silveira Vasconcelos

1. Macroecologia. 2. Diversidade Beta. 3. Anura. 4. Mata Atlântica. 5. Cerrado. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp.
Biblioteca da Faculdade de Ciências, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE BRUNO SANDRI SOUZA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCIÊNCIAS, DA FACULDADE DE CIÊNCIAS - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 12 dias do mês de março do ano de 2020, às 14:00 horas, no(a) Sala da Pós-Graduação - Departamento de Ciências Biológicas/FC, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. TIAGO DA SILVEIRA VASCONCELOS - Orientador(a) do(a) Departamento de Ciências Biológicas / Unesp/ Câmpus de Bauru, Prof. Dr. RÉGIS AUGUSTO PESCHINELLI do(a) Ciências Biológicas - LABCAM / FC, Prof. Dr. VITOR HUGO MENDONÇA DO PRADO do(a) Departamento de Ciências Biológicas / Universidade Estadual de Goiás, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de BRUNO SANDRI SOUZA, intitulada **COMO DIFERENTES MÉTODOS DE MAPEAMENTO INFLUENCIAM NA DETERMINAÇÃO DA DIVERSIDADE BETA DE ANUROS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA?**. Após a exposição, o discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADO _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. TIAGO DA SILVEIRA VASCONCELOS

Prof. Dr. RÉGIS AUGUSTO PESCHINELLI

Prof. Dr. VITOR HUGO MENDONÇA DO PRADO

[Handwritten signatures of the examiners]

Agradecimentos

O presente trabalho foi parcialmente realizado com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, através do projeto 2011/18510-0.

Gostaria de agradecer a Universidade Estadual Paulista pelos anos que passei estudando e tudo que aprendi nesse tempo.

Agradeço também o Tiago, meu orientador que me guiou durante esses anos e tem uma enorme paciência comigo em tudo de errado que fazia e faço. Agradeço ele também por tudo que ele me ensinou como aluno e como pessoa.

Cahique e Bruno, obrigado por terem me ajudado bastante nessa época de pós-graduação seja com abrigo ou escutando eu falar sobre problemas da vida.

Mãe, tenho que te agradecer por tudo que eu tenho nessa vida e não importa quantos trabalhos eu fizer eu irei te agradecer em todos.

SOUZA, Bruno Sandri. Como diferentes métodos de mapeamento influenciam na determinação da diversidade beta de anuros do Cerrado e da Mata Atlântica? 2020 65f. Dissertação, Mestrado em Biociências. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências, Bauru, 2020.

RESUMO

A ecologia geográfica atua na busca por padrões da diversidade biológica que podem ser mapeados, sendo que o mapeamento de diferentes métricas compreende em um dos padrões da macroecologia como a determinação da distribuição global da diversidade beta de diversos organismos. O objetivo deste trabalho foi mapear o padrão de distribuição dos índices diversidade beta dos anuros da Mata Atlântica e do Cerrado utilizando 3 métodos de mapeamento; *point-to-grid* (PTG), mapas de extensão de ocorrência (EOO) e modelagem de nicho climático (ENM) e comparar esses a congruência desses padrões em cada método e avaliar como estruturação da diversidade beta com os componentes “aninhamento” e “troca de espécies” variam de acordo com cada mapeamento. O método PTG, por ser um método de caráter pontual, vemos maior proporção de ausência de dados de ocorrência no sistema de grids das duas regiões. No Cerrado vemos valores altos da contribuição local da diversidade beta (*Local Contribution to beta diversity*: LCBD) nas regiões de ecótonos enquanto na Mata Atlântica vemos valores maiores nas regiões costeiras. Os métodos ENM e EOO apresentaram uma congruência maior entre si do que com o método PTG nas duas regiões. A estruturação da diversidade beta mostrou que os métodos ENM e EOO apresentam valores maiores para o componente de “troca de espécies”, mas não tão alto do que a diversidade beta gerada por PTG. Com isso podemos ver que todos os métodos possuem seus defeitos e qualidades, porém, na urgência dos estudos de diversidade de regiões ameaçadas como o Cerrado e a Mata Atlântica, recomendamos o uso dos mapas de ENM e EOO.

Palavras-chave: *América do Sul, amphibia, biogeografia, diversidade beta, ecologia geográfica, hotspots, macroecologia*

SOUZA, Bruno Sandri. How different mapping methods influence the determination of anuran beta diversity in the Cerrado and the Atlantic Forest? 2020 65p. Master in Biosciences. São Paulo State University (UNESP), School of Sciences, Bauru, 2020

ABSTRACT

The geographical ecology aims to seek patterns of biological diversity that can be put on a map, such as the mapping of beta diversity gradients in a biogeographical scale of a range of organisms. The aim of this Dissertation is to map the distribution patterns of anuran beta diversity in the Atlantic Forest and Cerrado generated by three different mapping methods: point-to-grid (PTG), extent of occurrence maps (EEO), and ecological niche modelling (ENM), so we were able to compare the congruence of the beta diversity index generated by these different mapping methods. Moreover, we evaluate the turnover and nestedness components of the beta diversity among the mapping methods. PTG maps generated the most incongruent maps probably due to the punctual characteristics of species occurrences, so EEO and ENM generated similar beta diversity estimates for the Atlantic Forest and Cerrado. High beta diversity values in the Cerrado were recorded in ecotone regions, whereas in the Atlantic Forest the highest beta diversity values were found along the Atlantic coast. The structure of beta diversity of PTG showed way too high values of importance for the turnover component compared to the EEO and ENM maps, which also recorded higher importance for turnover. Our results suggest that, for biogeographical and macroecological purposes, the use of PTG maps is unsuitable due to the high rates of omission errors. Then, in light of urgency of biogeographical conservation studies of threatened regions, such as the Atlantic Forest and Cerrado, we recommend the use of ENM and EEO maps.

keywords: "Amphibia, beta diversity, biogeography, geographical ecology, hotspots, macroecology, South America

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
<i>Macroecologia e os métodos de mapeamento</i>	1
<i>Anfíbios anuros e hotspots de conservação brasileiros</i>	3
<i>Diversidade beta: conceitos e aplicações na macroecologia</i>	5
<i>Objetivos</i>	8
MATERIAL E MÉTODOS	8
<i>Obtenção dos pontos de ocorrência das espécies</i>	8
<i>Descrição dos métodos de mapeamento</i>	9
<i>Análises estatísticas</i>	14
RESULTADOS	17
DISCUSSÃO	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42
ANEXOS	47

INTRODUÇÃO

Macroecologia e métodos de mapeamento

A macroecologia é uma área de pesquisa tradicionalmente não-experimental e não-manipulativa que aborda o estudo das relações entre os organismos no seu ambiente considerando amplas escalas espaciais e temporais. Assim, estudos macroecológicos objetivam-se por caracterizar e explicar os padrões de distribuição e diversidade dos organismos e suas características biológicas no contexto biogeográfico (BROWN, 1999; KEITH *et al.*, 2012).

Ao longo do desenvolvimento da macroecologia (MACARTHUR, 1972; BROWN & MAURER, 1989), três padrões emergentes são frequentemente explorados pelos pesquisadores: gradientes biogeográficos na riqueza, tamanho corporal e tamanho da distribuição geográfica das espécies (KEITH *et al.*, 2012). No entanto, a ecologia geográfica (*sensu* MACARTHUR, 1972) compreende a busca por padrões da diversidade biológica que podem ser colocadas em um mapa, sendo que o mapeamento de diferentes métricas em ecologia de comunidades também compreendem os padrões emergentes na macroecologia, tais como a determinação em ampla escala de gradientes de diversidade beta, filogenética ou funcional de diferentes organismos (e.g., BUCKLEY & JETZ, 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2019). Independentemente, para o mapeamento de determinada métrica biológica, a distribuição de espécies é a unidade básica para a realização destes estudos. Assim, a partir do registro e acúmulo de conhecimento dos pontos de ocorrência de uma determinada espécie, sua distribuição geográfica pode ser determinada por diferentes métodos de mapeamento.

Dentre os principais métodos de mapeamento utilizados na macroecologia, destacamos três metodologias amplamente utilizadas pelos pesquisadores: a) mapas de extensão de ocorrência das espécies (*Extent-of-occurrence range maps*: EOO). Mapas de EOO partem do pressuposto que áreas de distribuição devem ser compostas por conjuntos de populações conectadas. Assim, EOOs compreendem polígonos desenhados através da ligação de pontos de ocorrência conhecidos de forma a criar uma área contínua compreendendo a extensão de ocorrência de uma dada espécie (e.g., GARCIA-ROSELLÓ *et al.*, 2014); b) mapas de ocorrência pontual em um sistema de grid (*point-to-grid*: PTG). PTGs são mapas de distribuição de espécies que consideram a distribuição de uma dada espécie no conjunto de grids pré-definido onde existe o registro de ocorrência desta espécie (GRAHAM & HIJMANS, 2006; GARCIA-ROSELLÓ *et al.*, 2014); e c) modelagem de nicho ecológico (*ecological niche modelling*: ENM). ENMs são gerados através da determinação do nicho climático de uma determinada espécie, obtida a partir das características de clima de cada ponto de ocorrência conhecidos. Assim, este nicho climático é projetado em um envelope bioclimático de interesse, assumindo-se então que as variáveis climáticas são os principais preditores da distribuição das espécies (e.g., FRANKLIN, 2010; ARAÚJO & PETERSON, 2012).

Apesar da comparação da efetividade dos métodos de mapeamentos ser limitada pela ausência de dados confiáveis independentes (GARCIA-ROSELLÓ *et al.*, 2014), conclusões gerais mostram que os métodos EOO e ENM apresentam altas taxas de falsos-positivos (i.e., erros de comissão; consideram a presença da espécie em uma área onde ela é ausente), sendo que ENMs apresentam taxas ainda maiores de falsos-positivos do que EEOs (GRAHAM &

HIJMANS, 2006; HAWKINS *et al.*, 2008; GARCIA-ROSELLÓ *et al.*, 2014). Alternativamente, PTGs são mais prováveis de gerar subestimativas da distribuição das espécies (i.e., erros de omissão; o método prevê a ausência da espécie em localidades onde, na verdade, ela está presente), devido à insuficiência de amostragem e/ou dados geográficos enviesados (GRAHAM & HIJMANS, 2006; HAWKINS *et al.*, 2008). Assim, a escolha de determinado método geralmente considera as vantagens e desvantagens inerente de cada metodologia para suas aplicações em objetivos de estudos específicos (e.g., estudos teóricos ou aplicações para conservação) e/ou disponibilidade de dados.

Anfíbios anuros e hotspots de conservação brasileiros

Em uma escala global, os anfíbios anuros (i.e., sapos, rãs e pererecas) são os vertebrados com a maior proporção de ameaça de extinção de espécies, sendo que os principais fatores de ameaça a este grupo são destruição e fragmentação de hábitat, doenças causadas por fungos e mudanças climáticas (STUART *et al.*, 2004; CATENAZZI, 2015). Este alto nível de ameaça é principalmente dado pela alta dependência da qualidade ambiental que estes animais tem para sobreviver, pois eles tem uma pele altamente permeável por onde a maioria das trocas gasosas são feitas, sendo assim, organismos altamente sensíveis às mudanças no clima e/ou estrutura do hábitat (DUELLMAN & TRUEB, 1994; WELLS, 2007, HADDAD *et al.*, 2013). Com a crise da biodiversidade que temos vivenciado ao longo do último século (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), principalmente causado por desmatamentos, os anfíbios são diretamente afetados pela redução da disponibilidade de abrigos, oferta de alimentos, exposição destes animais à luz

direta do Sol e desconexão entre habitats naturais causados pela fragmentação ambiental (BECKER *et al.*, 2007; HADDAD *et al.*, 2013).

O Brasil abriga dois *hotspots*, definido por Myers *et al.* (2000), de conservação da biodiversidade: o Cerrado e a Mata Atlântica. O Cerrado é um domínio morfoclimático brasileiro que apresenta vegetação predominantemente aberta no Brasil central, comumente chamada de savana tropical brasileira, e apresenta extensão original de aproximadamente 2 milhões de km² (MMA & IBAMA, 2009). A biodiversidade do Cerrado vem sendo constantemente ameaçada pela ocupação humana, o que já resultou na redução de sua extensão original em 51.16% (MMA & IBAMA, 2009). Já a Mata Atlântica é um domínio morfoclimático que apresenta vegetação florestal e topografia complexa localizadas na costa Atlântica do nordeste ao sul do Brasil, cuja extensão original restringe-se a ~7% devido ao impacto antrópico iniciado desde o período de colonização do Brasil (MMA & IBAMA, 2010).

Os anfíbios anuros são bastante diversos na Mata Atlântica, com aproximadamente 550 espécies registradas, sendo que aproximadamente 80% delas são endêmicas a este *hotspot* (HADDAD *et al.*, 2013) e também possui uma das maiores riquezas de espécies de anfíbios da América do Sul (VASCONCELOS *et al.*, 2019). Por ser uma região apresentando uma ampla variação de habitats e regimes climáticos (e.g., presença de florestas ombrófilas, semidecíduais e decíduais; MMA & IBAMA, 2010), os anuros exibem uma elevada diversificação de modos reprodutivos na Mata Atlântica, onde então diversos microhabitats úmidos favoreceram a diversificação destes animais, sendo que a Mata Atlântica é um dos lugares com maior diversidade reprodutiva no mundo (HADDAD & PRADO, 2005).

Já a diversidade de anfíbios no Cerrado é menor do que na Mata Atlântica, apresentando uma riqueza de 209 espécies e taxa de endemismo em torno de 51% (VALDUJO *et al.*, 2012). Comparado com outras formações vegetais predominantemente abertas da América do Sul (e.g., ambientes campestres e/ou xéricos), o Cerrado apresenta uma elevada riqueza de anfíbios (VASCONCELOS *et al.*, 2019). No entanto, o Cerrado ainda apresenta lacunas de conhecimento na ocorrência de anuros (VASCONCELOS & NASCIMENTO, 2014), não sendo incomum o registro de novas ocorrências de anfíbios para determinados estados brasileiros (e.g., DANTAS *et al.*, 2019).

Diversidade beta: conceitos e aplicações na macroecologia

Dentre as diferentes métricas da ecologia de comunidades exploradas na macroecologia, a diversidade beta compreende o grau de diferenciação da composição de espécies entre as diferentes unidades amostrais (WHITTAKER, 1960; WHITTAKER *et al.*, 2001). Essa possibilidade de poder comparar unidades amostrais em termos de comunidade de espécies é de grande importância para estudos ecológicos porque avaliam diferentes padrões da estruturação de comunidades não abordados em outros índices de diversidade. A diferenciação da composição de espécies entre diferentes comunidades biológicas pode ser decomposta em dois componentes, a substituição de espécies conhecida como *turnover*, e o aninhamento de espécies conhecido como *nestedness* (ver revisão em LEGENDRE, 2014). O componente *turnover* está relacionado com a troca/substituição de espécies entre as áreas estudadas, ou seja, ocorre uma diferenciação na composição da comunidade de espécies entre as áreas pelo fato de existirem espécies únicas em cada região/unidade

amostral. Por outro lado, se a diferenciação na composição de espécies se dar pelo componente *nestedness*, isso significa que a variação de espécies é dada pela perda/ausência de espécies naquelas comunidades mais pobres, sendo que as espécies restantes são uma subsérie de espécies que já ocorrem em comunidades biológicas mais ricas (BASELGA, 2010).

Os dois componentes, quando comparados, podem evidenciar diferentes características das comunidades de espécies. A substituição de espécies pode demonstrar a existências de espécies ecologicamente equivalentes e uma maior dependência da espécie em relação ao ambiente, como também evidenciar a existência de gradientes ambientais (SVENNING *et al.*, 2011). Já o componente aninhamento pode evidenciar que a composição da comunidade de espécies está mais relacionada com o hábitat (tamanho, clima, heterogeneidade e qualidade) e as características das espécies (abundância regional, requerimento de área e/ou amplitude de nicho). Ou seja, espécies serão selecionadas de acordo com as variáveis ambientais da região (RYTI & GILPIN, 1987), fazendo com que ocorra uma perda no número de espécies em localidades onde o filtro ambiental tem um maior efeito na estruturação das comunidades (LOUZADA, *et al.*, 2010).

Dentre as diferentes abordagens e métricas (i.e., índices de similaridade) para mensurar e mapear a diversidade beta, Legendre e De Cáceres (2013), revisaram e propuseram a Contribuição Local para a Diversidade Beta (em inglês: *Local Contribution to Beta Diversity*, LCBD a partir de então), um método de calcular os valores para que pudessem ser mapeados e que representassem ecologicamente o grau de singularidade das áreas amostradas em termos de composição de espécies. Locais com um alto valor de LCBD podem representar

comunidades de espécies únicas e com alto valor para preservação, dado que representa um alto grau de diferenciação de espécies da área amostrada em comparação com outros locais dentro do estudo, sendo assim, de grande importância para implementação na biologia da conservação (LEGENDRE, 2014; SOCOLAR *et al.*, 2016).

Especificamente, a aplicação da diversidade beta na biologia da conservação é importante porque pode identificar áreas de composição única de espécies em uma região de interesse, apresentando então alto valor de conservação. Por outro lado, a identificação de áreas com baixa diversidade beta (i.e., com espécies comuns ao longo da extensão da área considerada) pode apontar áreas para restauração ecológica (LEGENDRE, 2014). Assim, considerar a análise da diversidade beta em comunidades biológicas é importante para a avaliação de diferentes aspectos das comunidades que não são abordados pela utilização de outras métricas biológicas (e.g., riqueza de espécies, índices de diversidade biológica), podendo ser aplicada tanto no contexto teórico da ecologia evolutiva (DA SILVA *et al.*, 2014) quanto da biogeografia da conservação (MOLINOS *et al.*, 2016; VASCONCELOS & PRADO, 2019).

Objetivos

Nesta Dissertação, faço uso dos pontos de ocorrências de anuros do Cerrado e Mata Atlântica compilados por VASCONCELOS *et al.* (2018) para gerar as distribuições das espécies pelos métodos de mapeamento EEO, PTG e ENM, e assim, comparar os padrões de diversidade beta (*local contribution to beta diversity*; LCBD *sensu* LEGENDRE & DE CÁCERES, 2013) gerados pelos três métodos de mapeamento. Além de comparar a congruência dos padrões da distribuição da diversidade beta do Cerrado e Mata Atlântica entre os diferentes métodos de mapeamento, avalio também como a estruturação da diversidade beta para os componentes “troca de espécies” e “aninhamento” variam de acordo com os diferentes métodos de mapeamento utilizados.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção dos pontos de ocorrência das espécies

A base de dados deste estudo foi compilada ao longo do desenvolvimento do projeto “Macroecologia de anfíbios anuros do Cerrado e Mata Atlântica: modelagem de distribuição potencial, influência de mudanças climáticas e áreas prioritárias para conservação”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo através da modalidade Jovem Pesquisador em Centros Emergentes (JP-FAPESP: 2011/18510-0) e conduzido por Tiago da Silveira Vasconcelos. Esta base de dados está recentemente disponível em VASCONCELOS *et al.* (2018) e constituiu-se pela busca dos pontos de ocorrência de cada espécie de anuro considerada na lista de espécies do Cerrado, compilada por VALDUJO *et al.* (2012), e Mata Atlântica, compilada por HADDAD *et al.* (2013). Resumidamente, os dados de pontos de ocorrência foram

coletados por três fontes principais: a) dois bancos de dados digitais que fornecem dados provenientes de levantamentos biológicos e de coleções/museus científicos (*the Global Biodiversity Information Facility*, GBIF: www.gibf.org; e o projeto SpeciesLink: <http://splink.cria.org.br>); b) dados de museus e coleções científicas não hospedados na base de dados do GBIF e SpeciesLink e que são representativas de diferentes regiões do Cerrado e Mata Atlântica: Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, RJ, Brasil), Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia (Salvador, BA, Brasil), Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Santa Maria (Santa Maria, RS, Brasil), e *the American Museum of Natural History* (New York, NY, EUA); e c) dados da literatura com foco em publicações sobre lista de espécies e atualizações de distribuição geográfica. Após análise minuciosa dos dados, espécie por espécie, para detecção de prováveis erros (ver VASCONCELOS & NASCIMENTO, 2014), além da remoção de espécies introduzidas (e.g., *Lithobates catesbeianus* e *Xenopus laevis*), este levantamento resultou no total de 512 espécies de anuros (total de 18.799 pontos de ocorrência) para a Mata Atlântica e 197 anuros para o Cerrado (total de 16.387 pontos de ocorrência; ver material suplementar em VASCONCELOS *et al.*, 2018). As listas de espécies da Mata Atlântica e do Cerrado podem ser vistas nos Anexos 1 e 2.

Descrição dos métodos de mapeamento

Mapas de EOO (Figura 1): Os mapas de extensão de ocorrência são definidos pela área contida dentro dos limites imaginários que podem ser desenhados e que abrangem todos os pontos de ocorrência (IUCN, 2017). Estes mapas podem ser gerados por algoritmos (ver métodos em GARCIA & ROSELÓ, 2014) ou confeccionados por especialistas de um determinado grupo animal, como os mapas de extensão de ocorrência disponibilizados pela IUCN (2017). Apesar das diferentes maneiras de confecção, mapas de EOO consideram a presença de uma espécie ao longo de toda a área dentro dos pontos de ocorrência conhecidos em um polígono minimamente convexo, o que representa então uma extensão máxima de ocorrência geográfica. No presente estudo, consideramos os mapas de EEO gerados pela IUCN (2017). Desta base de dados, consideramos então somente as espécies listadas para o Cerrado e Mata Atlântica de acordo com as listas de VALDUJO *et al.* (2012) e HADDAD *et al.* (2013), respectivamente. Considerando a classificação taxonômica seguida por FROST (2018), atualizamos os mapas das espécies obtidos da IUCN (2017) e adicionamos as demais espécies de anuros ausentes desta base de dados. Assim, para cada espécie com os mapas ausentes da base de dados da IUCN (2017), foram confeccionados mapas considerando o polígono mínimo convexo dos pontos de ocorrência disponíveis na bibliografia específica de cada espécie e, para aquelas espécies com somente um ou dois pontos de ocorrência disponíveis, suas distribuições foram consideradas pela área de 50 km de diâmetro de cada ponto de ocorrência (e.g., VASCONCELOS *et al.*, 2014; VASCONCELOS *et al.*, 2019). Desta maneira, estão sendo considerados um

total de 185 espécies de anuros do Cerrado e 506 espécies da Mata Atlântica com mapas EEO.

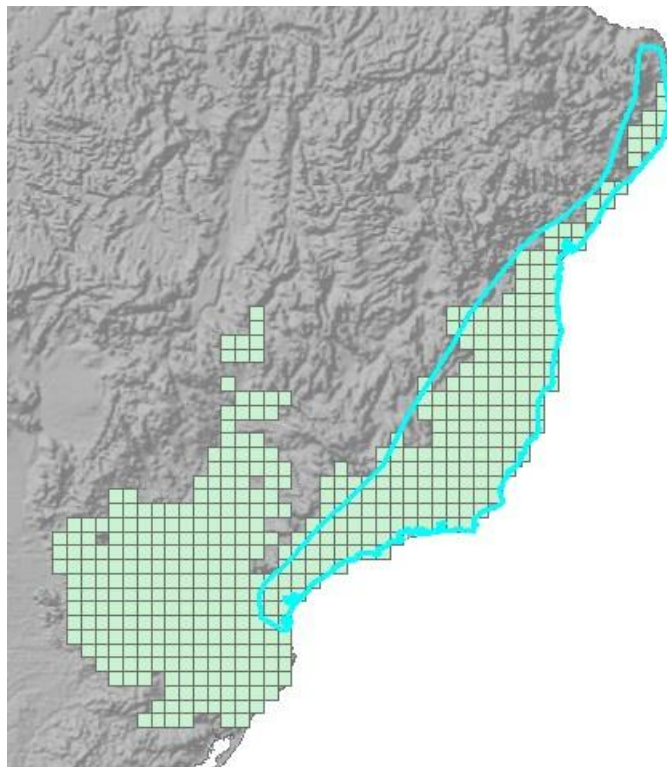


Figura 1. Mapa confeccionado utilizando o método de extensão de ocorrência da espécie *Dendropsophus elegans*.

Mapas de PTG: Os pontos de ocorrência obtidos para cada espécie do Cerrado e Mata Atlântica, descritos na seção 2.1, foram utilizados para sobreposição em um sistema de grids de cada hotspot (resolução de c. 50 x 50 km). Assim, a distribuição geográfica de cada espécie de anuro do Cerrado e Mata Atlântica é considerada aqui pela área do grid de ~50 km de resolução de cada ponto de ocorrência conhecido da espécie (GRAHAM & HIJMANS, 2006; HAWKINS *et al.*,

2008; GARCIA-ROSELLÓ *et al.*, 2014). Foram confeccionados mapas de PTG para 174 espécies de anuros do Cerrado e 491 espécies da Mata Atlântica .

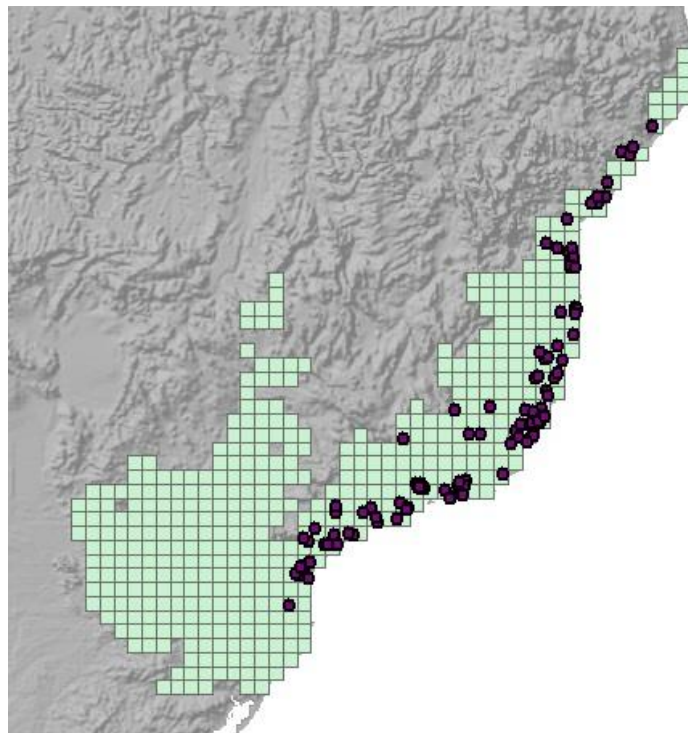


Figura 2. Mapa confeccionado utilizando o método mapas de ocorrência pontual em um sistema de grid (*point-to-grid*) da espécie *Dendropsophus elegans*.

Mapas de ENM: Os mapas preditivos gerados via ENM foram considerados do projeto JP mencionado previamente (seção 2.1) e já disponíveis em VASCONCELOS *et al.* (2018). Resumidamente, os mapas de ENM foram gerados para 153 espécies de anuros do Cerrado e 347 espécies da Mata Atlântica devido à remoção daquelas espécies com menos de cinco pontos de ocorrência, fato este crítico para construção dos modelos de distribuição (e.g.,

VASCONCELOS *et al.*, 2012 e referências internas). Os mapas de ENM destas espécies foram gerados em função de nove variáveis climáticas que não são colineares entre si (NAIMI & ARAÚJO, 2016) e obtidos a uma resolução de ~10 km disponíveis no portal Worldclim (<http://www.worldclim.org/version1>): amplitude térmica diária média, isothermalidade, temperatura média do trimestre mais úmido, temperatura média do trimestre mais seco, precipitação do mês mais úmido, precipitação do mês mais seco, sazonalidade de chuva, precipitação do trimestre mais quente e precipitação do trimestre mais frio. Foram utilizados quatro algoritmos de ENM para construção dos modelos de distribuição (*generalized linear models*: GLM), *boosted regression trees*: BRT, *random forests*: RF, e *support vector machines*: SVM), sendo que descrições detalhadas e aplicações destes algoritmos estão disponíveis em ELITH *et al.* (2006), VASCONCELOS *et al.* (2017), VASCONCELOS *et al.* (2018) e referências internas. Devido às incertezas e diferenças geradas pelas predições de diferentes algoritmos, os mapas preditivos finais foram combinados em um mapa de consenso pelo valor médio de cada grid considerando os quatro algoritmos (ARAÚJO & NEW, 2007). Posteriormente, o mapa de consenso de cada espécie foi convertido em um mapa binário através da abordagem de igualdade dos valores de sensibilidade-especificidade (*sensu* LIU *et al.* 2005). Finalmente, os mapas binários de cada espécie foram sobrepostos nos sistemas de grid de 50 x 50 km do Cerrado e Mata Atlântica para a obtenção das matrizes de presença/ausência.

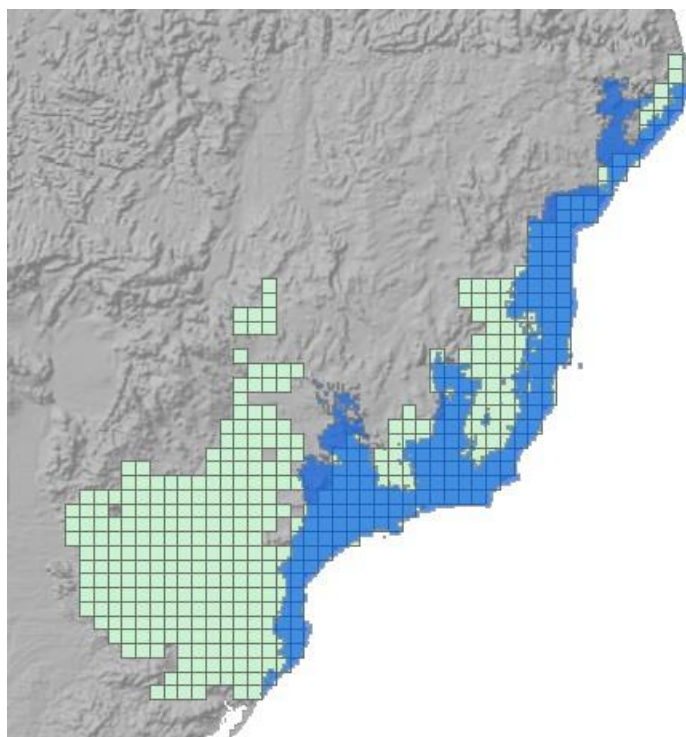


Figura 3. Mapa confeccionado utilizando o método de modelagem de nicho ecológico com a espécie *Dendropsophus elegans*.

Análises estatísticas

Matrizes de bases de dados e cálculo da diversidade beta

Devido às limitações metodológicas da metodologia ENM, e consequente menor número de espécies consideradas nesta metodologia, diferenças nos padrões de diversidade beta entre os métodos pode, na verdade, ser decorrente da diferente composição de espécies existente entre as metodologias de mapeamento. Por este motivo, estamos considerando duas bases de dados para

a análise dos padrões da diversidade beta: a) base de dados completa, onde calculamos os índices de diversidade beta para cada método de mapeamento considerando os mapas de todas as espécies obtidas para o respectivo método (Cerrado: 185 espécies para EEO, 174 para PTG e 153 espécies para ENM; Mata Atlântica: 506 espécies para EEO, 491 para PTG e 347 espécies para ENM), e; b) base de dados combinada, onde calculamos os índices de diversidade beta para cada método de mapeamento somente com as espécies em comum aos três métodos (Cerrado: 155 espécies; Mata Atlântica: 350 espécies) (Anexos 1 e 2).

Para cada método de mapeamento das diferentes bases de dados, as distribuições das espécies foram sobrepostas em grids de 50 x 50 km ao longo da extensão do Cerrado e Mata Atlântica, onde foram obtidas então as matrizes de presença/ausência das espécies (colunas) nos grids (linhas) que foram submetidas ao cálculo do índice LCBd (LEGENDRE & DE CÁCERES, 2013). Em resumo, cada matriz de presença/ausência foi submetida ao cálculo do coeficiente de dissimilaridade de Jaccard para a computação da variância total da composição da comunidade. Os valores de LCBd foram determinados pela partição da diversidade beta total entre as amostras (obtidas da matriz resultante de dissimilaridade de Jaccard) com o intuito final de obter a contribuição relativa de cada unidade amostral para a diversidade beta. Os valores de LCBd de cada grid foram então mapeados e representam indicadores comparativos da singularidade ecológica das localidades em termos de composição de espécies de anuros do Cerrado e Mata Atlântica. Adicionalmente, foi testado o grau de significância dos valores de LCBd através de testes de permutação no qual as espécies são distribuídas aleatoriamente e independentemente distribuídas

entre os diferentes grids, obtendo-se então quais são as localidades com alta e baixa diversidade beta (LEGENDRE & DE CÁCERES, 2013).

A causa pela qual devemos encontrar áreas com altos valores de LCBD foi explorada aqui pela decomposição do coeficiente de dissimilaridade de Jaccard em componentes de “troca de espécies” e “aninhamento”. Especificamente, a estrutura da diversidade beta foi explorada através do índice de “reposição” e “aninhamento” considerando conceitos de Baselga para dados de presença/ausência (*sensu* LEGENDRE, 2014). Assim, foi verificado se um dado grid tem alto valor LCBD devido à alta troca de espécies com as demais unidades amostrais ou se o alto valor LCBD é devido a um padrão aninhado caracterizado pela composição de espécies de um grid ser, na verdade, uma subsérie da composição de espécies de localidades mais ricas (e.g., LEGENDRE, 2014; VASCONCELOS *et al.*, 2018). Para tal representação, foram confeccionados gráficos triangulares para representar os valores de “aninhamento” e “troca de espécies” que juntos somam o índice de dissimilaridade de Jaccard (D) da comunidade, que por sua vez é também representado pelo índice de similaridade que equivale à $1 - D$ (PODANI *et al.*, 2013; LEGENDRE, 2014).

A comparação dos padrões de diversidade beta geradas por diferentes métodos de mapeamentos de espécies foram inicialmente dadas pela comparação visual dos padrões de LCBD obtidos dentre os diferentes métodos de mapeamento. Quantitativamente, os valores de LCBD de cada grid gerados pelos diferentes métodos de mapeamento foram comparados pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (e.g., RUNGE *et al.*, 2016; VASCONCELOS & PRADO 2019) com o intuito de avaliar a congruência espacial dos padrões de diversidade beta

gerados por diferentes métodos de mapeamentos para a anurofauna do Cerrado e Mata Atlântica.

RESULTADOS

Os padrões de distribuição da diversidade beta encontrados no presente estudo mostram que houve uma maior congruência espacial entre as metodologias de mapeamento EEO e ENM, tanto para anurofauna do Cerrado quanto da Mata Atlântica, onde a similaridade espacial na distribuição dos índices LCBDS por estes métodos de mapeamento superaram valores de 90% (Tabela 1 e 2).

Tabela 1. Similaridade espacial dos valores de LCBDS para anfíbios anuros da Mata Atlântica entre diferentes métodos de mapeamentos (1 – Bray-Curtis dissimilarity index). PTG = *point-to-grid*; EEO = *extent-of-occurrence*; ENM = *ecological niche modelling*. AF-m = base de dados considerando somente as espécies comuns para as diferentes metodologias de mapeamento; AF-all species = base de dados considerando todas as espécies mapeadas para as diferentes metodologias de mapeamento.

AF-m	PTG	EEO
EEO	0.7833	-
ENM	0.7482	0.9094
AF-all species		
EEO	0.7923	-
ENM	0.7613	0.9077

Tabela 2. Similaridade espacial dos valores de LCBBD para anfíbios anuros do Cerrado entre diferentes métodos de mapeamentos (1 – Bray-Curtis dissimilarity index). PTG = *point-to-grid*; EEO = *extent-of-occurrence*; ENM = *ecological niche modelling*. CER-m = base de dados considerando somente as espécies comuns para as diferentes metodologias de mapeamento; CER-all species = base de dados considerando todas as espécies mapeadas para as diferentes metodologias de mapeamento

CER-m	PTG	EEO
EEO	0.4263	-
ENM	0.4131	0.9228
CER-all species		
EEO	0.4385	-
ENM	0.4244	0.9268

Para a Mata Atlântica, a metodologia PTG obteve valores de similaridade dos índices LCBBD comparado com os demais métodos de mapeamento variando em torno de 75 – 79% para a anurofauna da Mata Atlântica e para ambas bases de dados consideradas (Tabelas 1). Esta congruência espacial na distribuição da diversidade beta está principalmente localizada na região nordeste e sudeste do Brasil, principalmente associada à região costeira da Mata Atlântica (Figuras 4 a 10). Apesar da semelhança de 75 – 79% na distribuição dos índices LCBBD entre a metodologia PTG e as demais E

EO e ENM, a estrutura da diversidade beta considerando os componentes “troca de espécies” e “aninhamento” de PTG mostram-se bastante divergente quando comparamos com os padrões encontrados para EEO e ENM (Figura 11 a 14). Na metodologia PTG, a similaridade na composição de anuros ao longo

da Mata Atlântica é baixa (0,057), sendo que o componente “troca de espécies” é o principal componente desta alta variação na composição de espécies (0,845, Figura 11). Já a estruturação da diversidade beta considerando os métodos EEO e ENMapresentam valores de “troca de espécies” e “aninhamentos” mais semelhantes entre si (0,48 – 0,51) do que comparados à metodologia PTG (Figura 12 e 13).

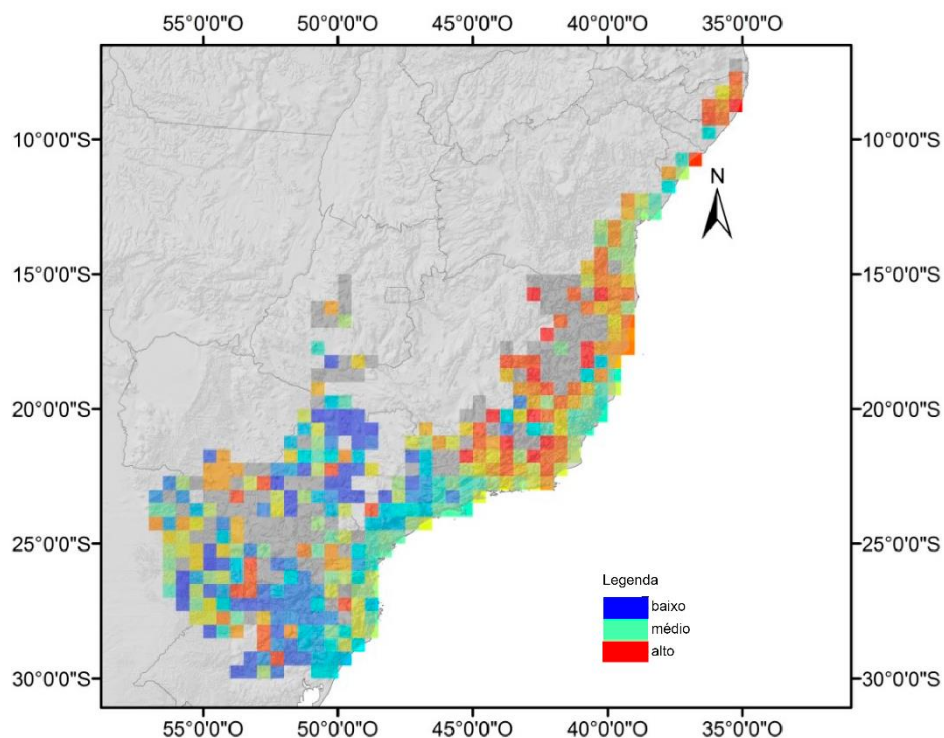


Figura 4. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros da Mata Atlântica utilizando o método de mapeamento *point-to-grid* (PTG). Grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

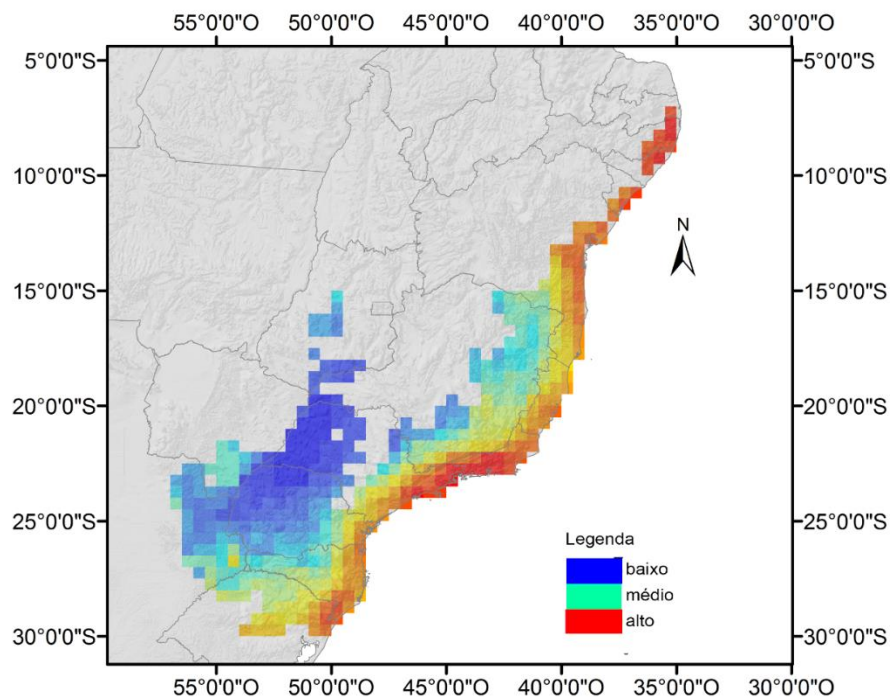


Figura 5. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros da Mata Atlântica utilizando o método de mapeamento de extensão de ocorrência (EOO). Grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

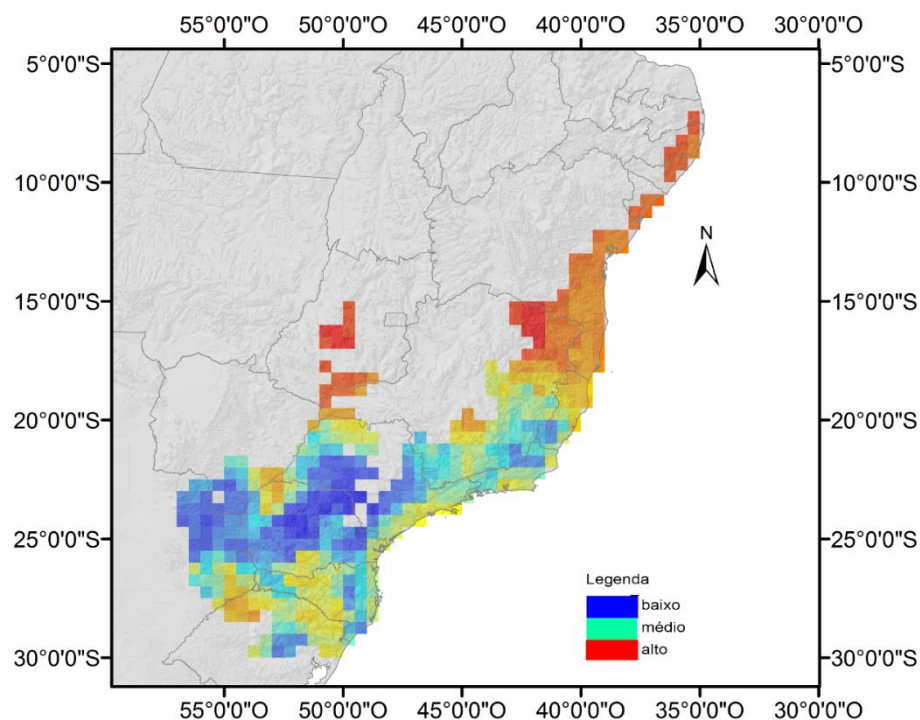


Figura 6. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros da Mata Atlântica utilizando o método de modelagem de nicho climático (ENM). Grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

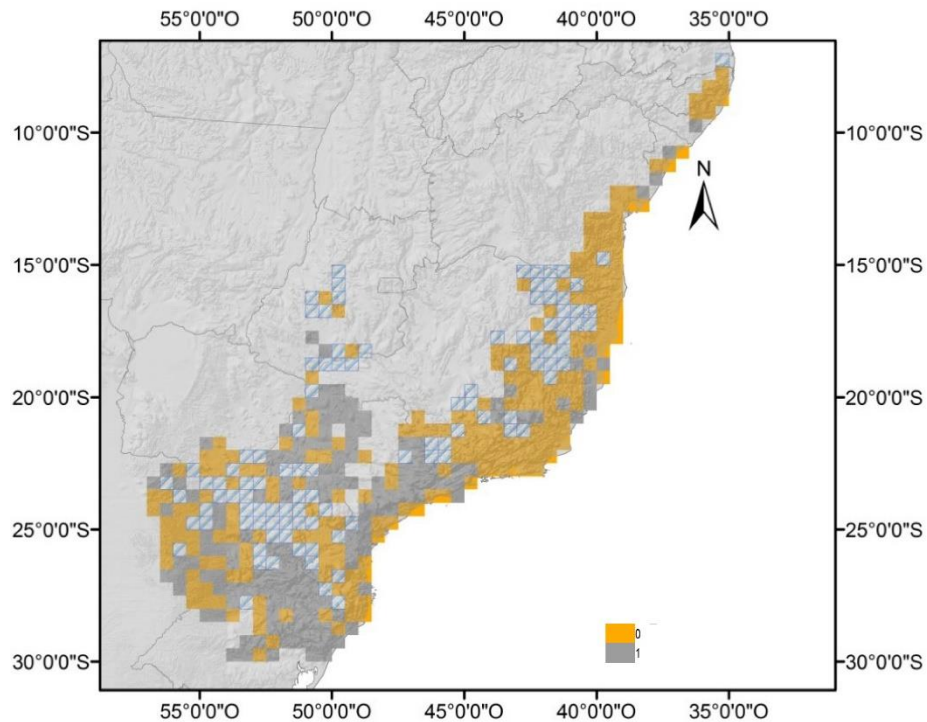


Figura 7. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método PTG. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

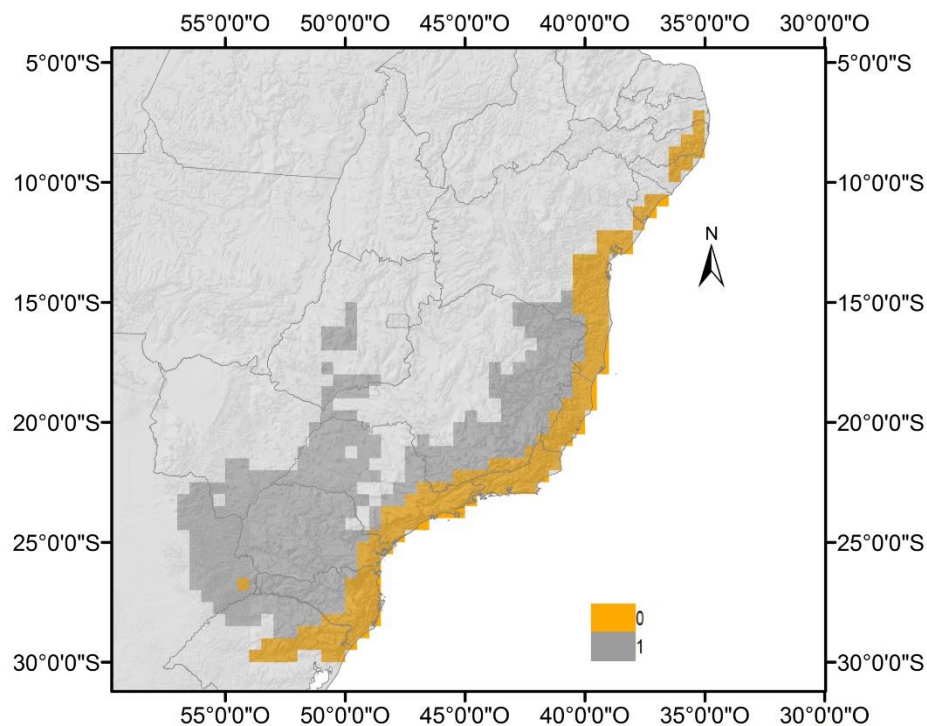


Figura 8. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método EOO. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

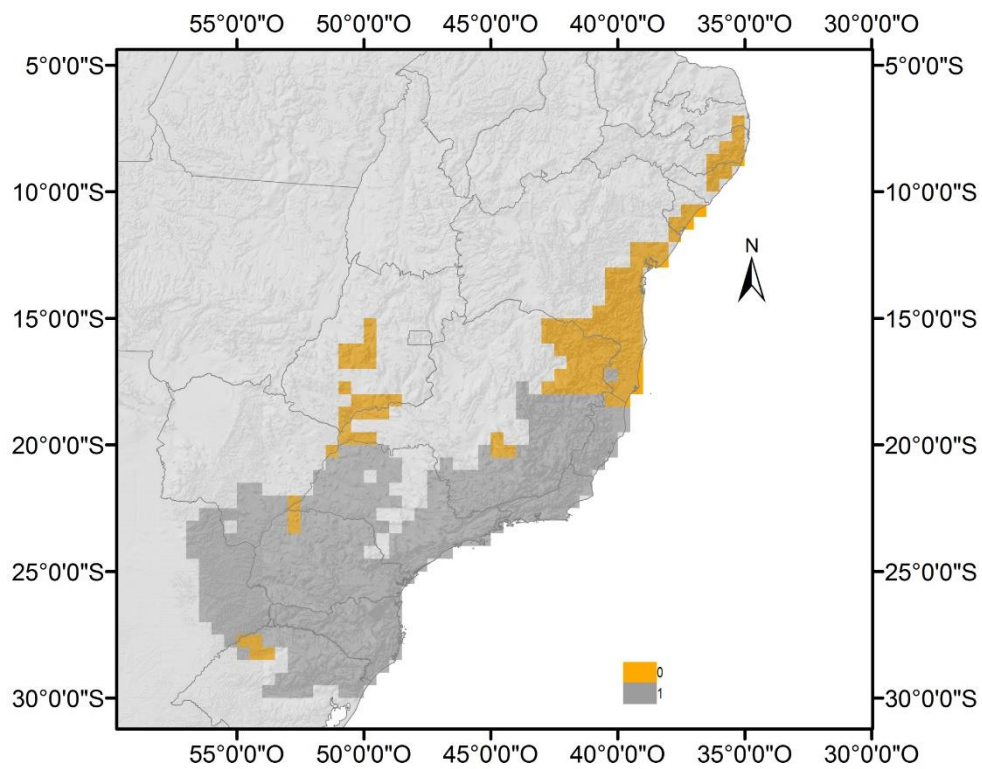


Figura 9. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método ENM. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

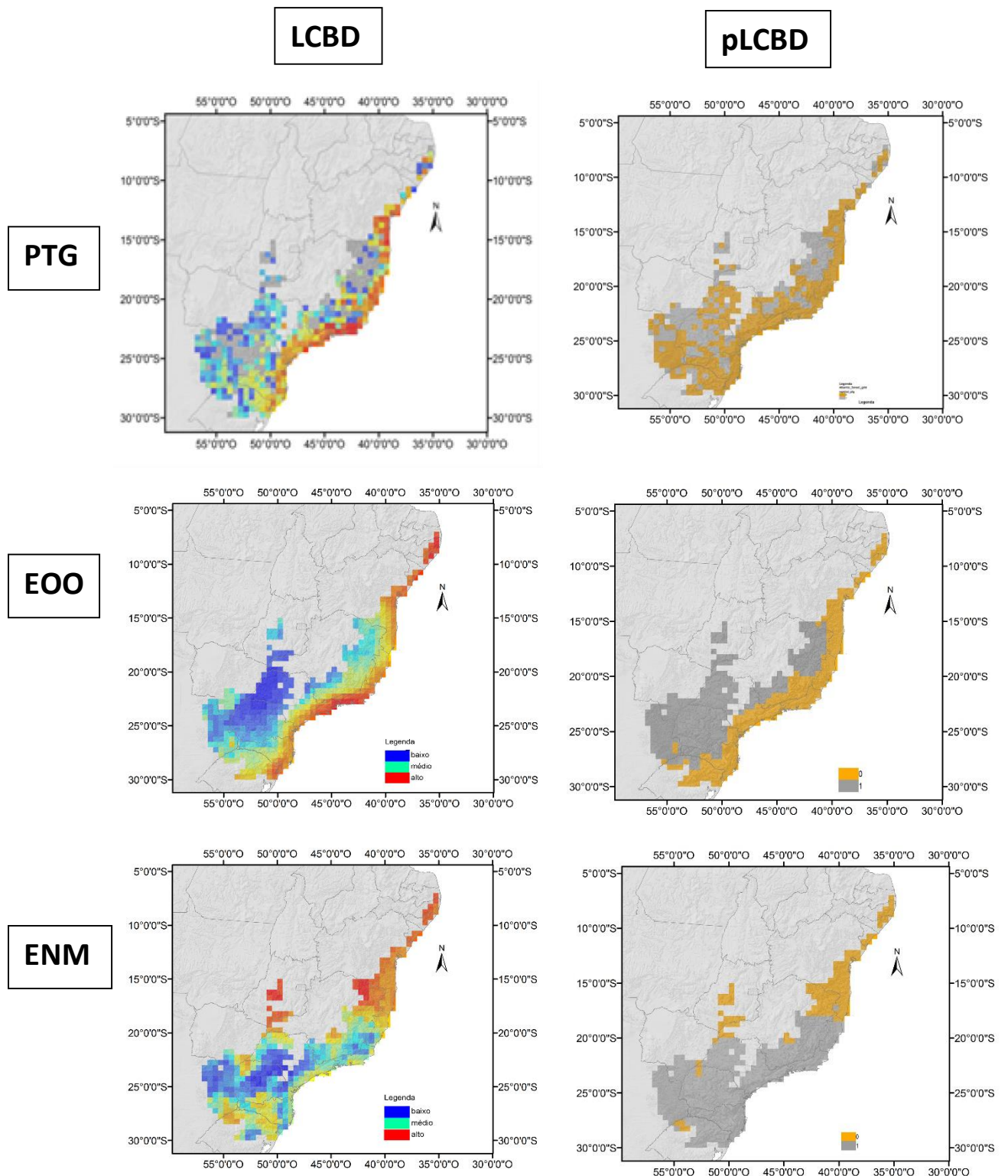


Figura 10: Mapas dos padrões de LCBD e pLCBD referente aos métodos de mapeamento PTG, EOO e ENM utilizando a base de dados combinada da Mata Atlântica. A esquerda: grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos. A direita: Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

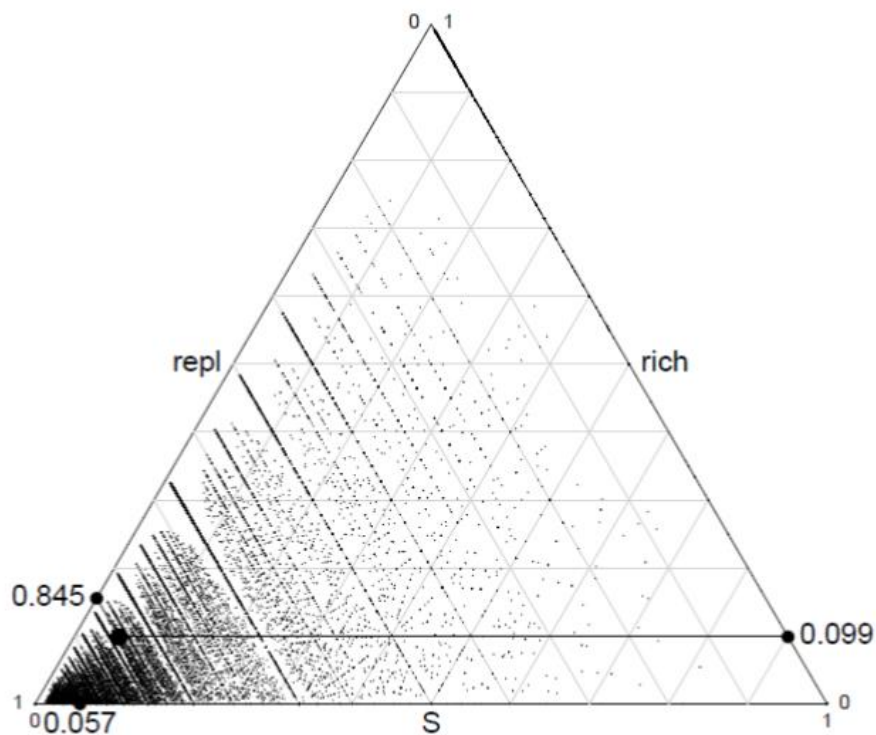


Figura 11. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta da Mata atlântica no método PTG. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e S(similaridade).

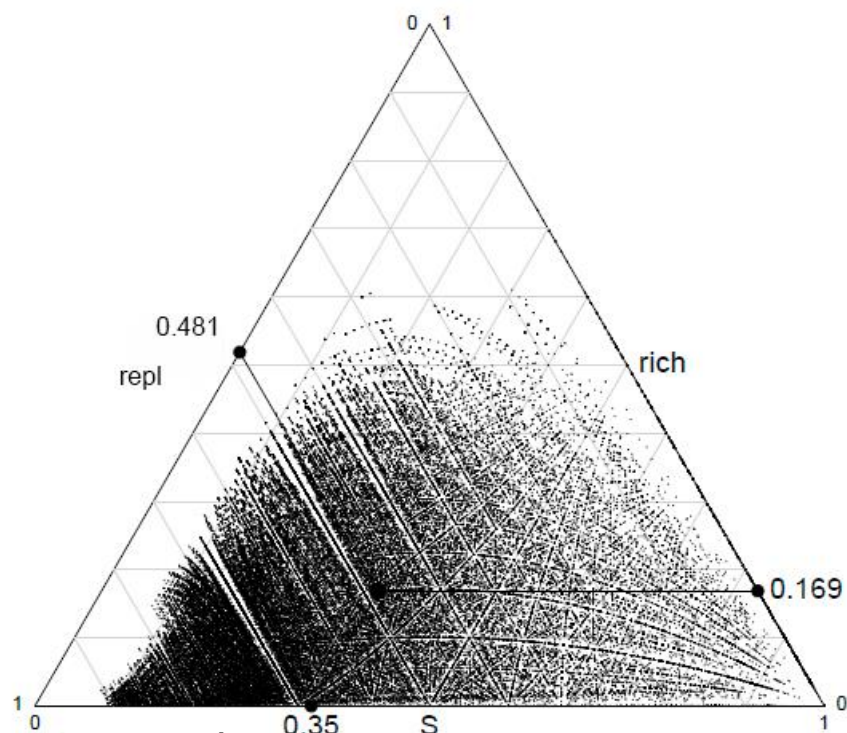


Figura 12. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta da Mata atlântica no método EOO. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e S (similaridade).

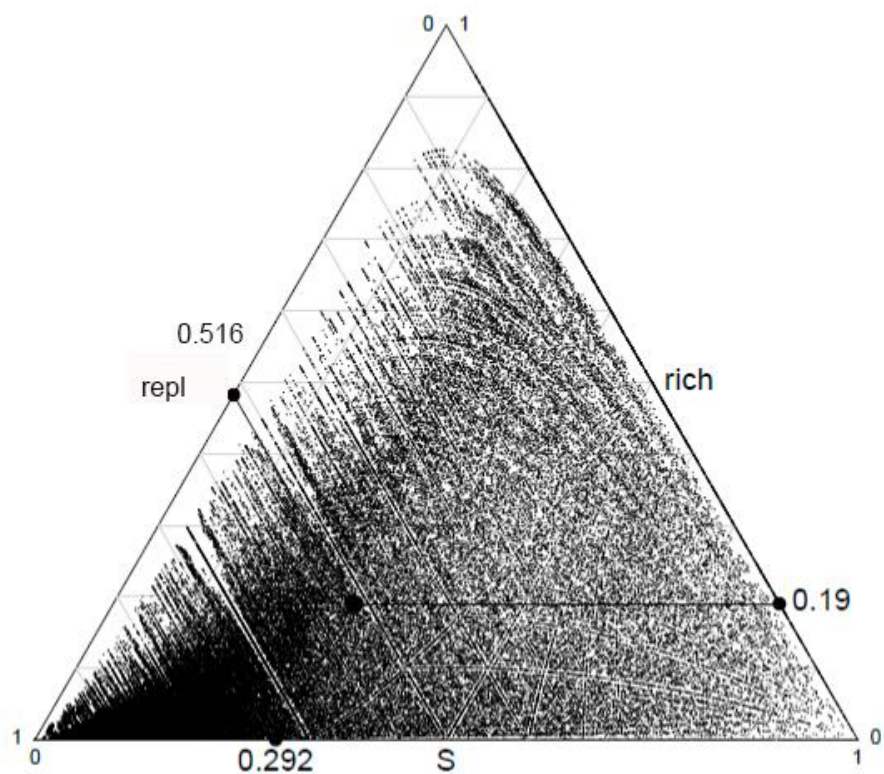
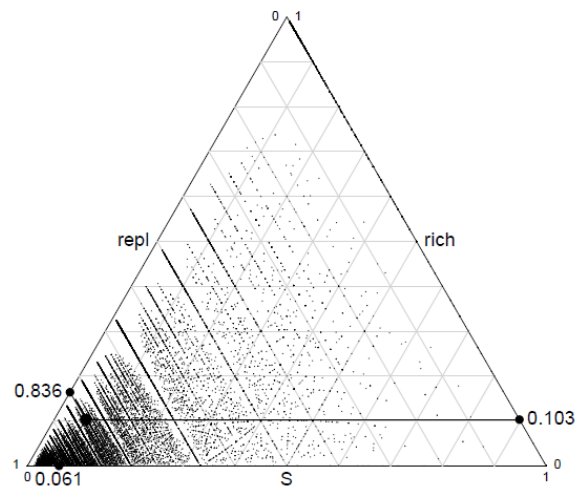
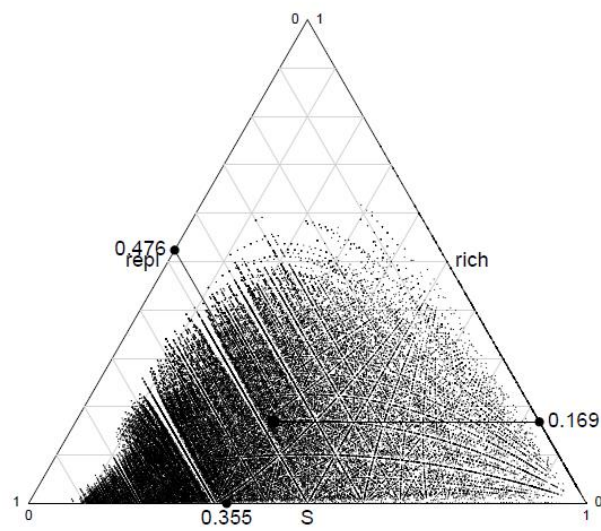


Figura 13. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta da Mata atlântica no método ENM. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

PTG



EOO



ENM

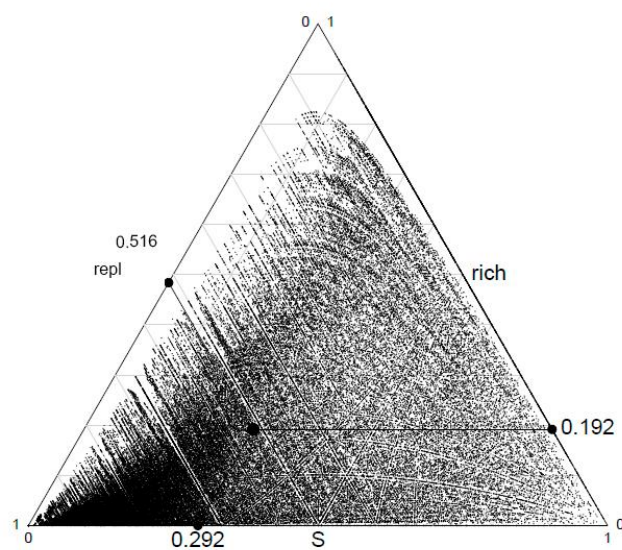


Figura 14: Gráfico de triângulos com os componentes da diversidade beta

da Mata atlântica com a base de dados combinados. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

Para anuros do Cerrado, a congruência de PTG entre as demais metodologias foi bem inferior (41 – 44%, Tabela 2) em relação aos obtidos para anurofauna da Mata Atlântica, indicando que os padrões de diversidade beta do Cerrado gerados pelos mapas PTG foram bem discrepantes das demais metodologias (Figuras 15 a 21). Esta diferença dos padrões da diversidade beta de PTG com EEO e ENM é também evidente na estruturação da diversidade beta em componentes “troca de espécies” e “aninhamento”, onde o componente “troca de espécies” em PTG tem um valor mais alto (0,86- 0,87) em comparação aos outros métodos (0,39 – 0,53) (Figura 22 a 25). Nos métodos EEO e ENM, vemos uma maior similaridade na distribuição espacial da diversidade beta (~90%, Tabela 2), sendo que altos valores de LCBd no Cerrado estão principalmente localizados nas regiões de contatos com outras formações morfo-climáticas (norte: Amazônia; nordeste: Caatinga; sul/sudeste: Mata Atlântica; sudoeste: Pantanal; Figuras 15 a 21).

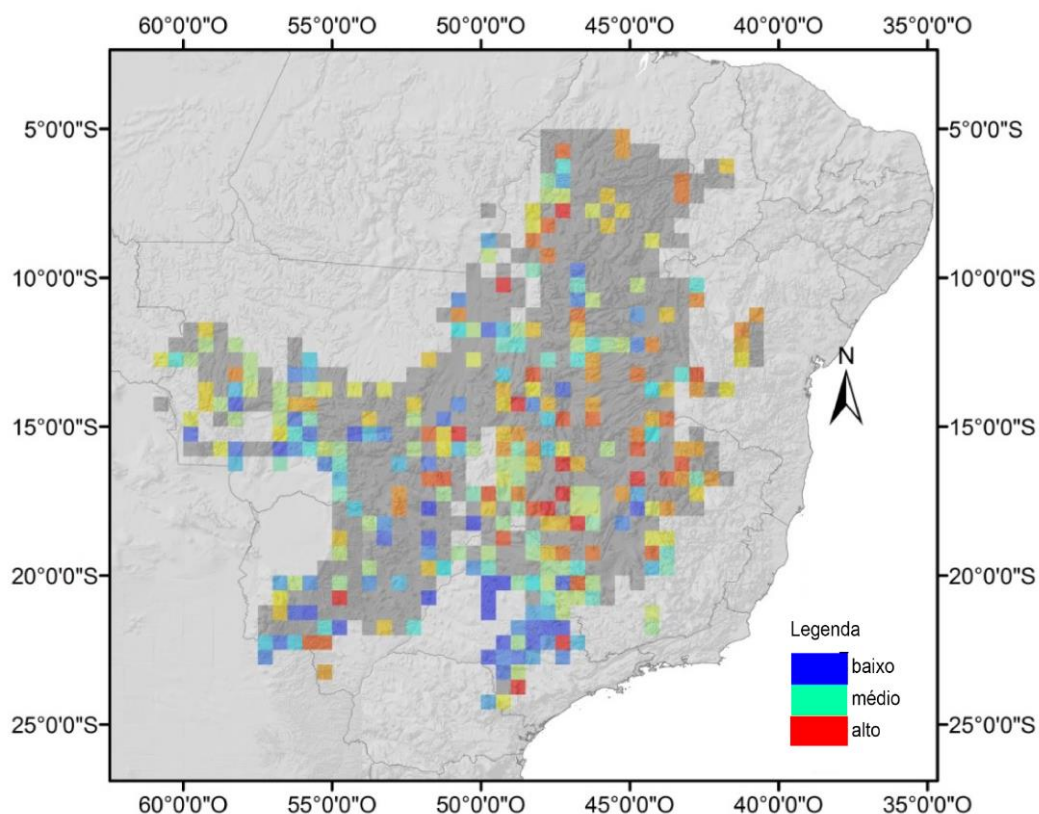


Figura 15. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros do Cerrado utilizando o método de mapeamento *point-to-grid* (PTG). Grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

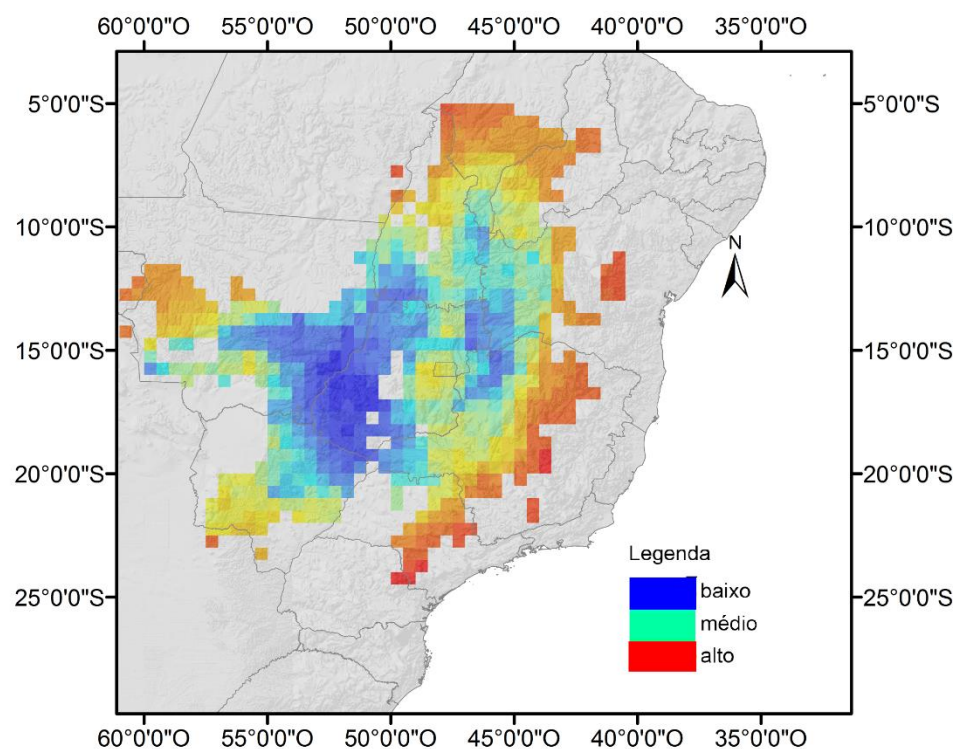


Figura 16. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros do Cerrado utilizando o método de mapeamento de *extensão de ocorrência* (EOO). Grids com cores próximas ao azul

apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

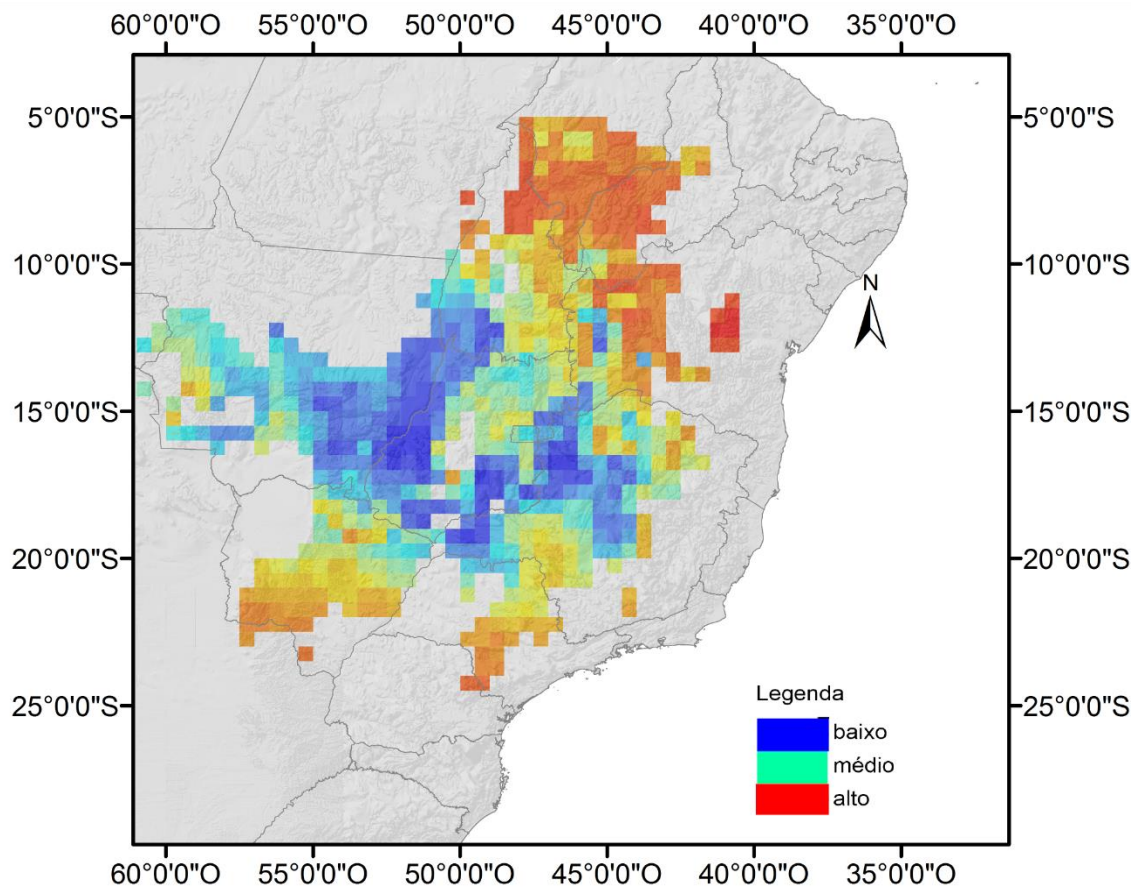


Figura 17. Mapa dos índices de *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) para os anuros do Cerrado utilizando o método de modelagem de nicho climático (ENM). Grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos.

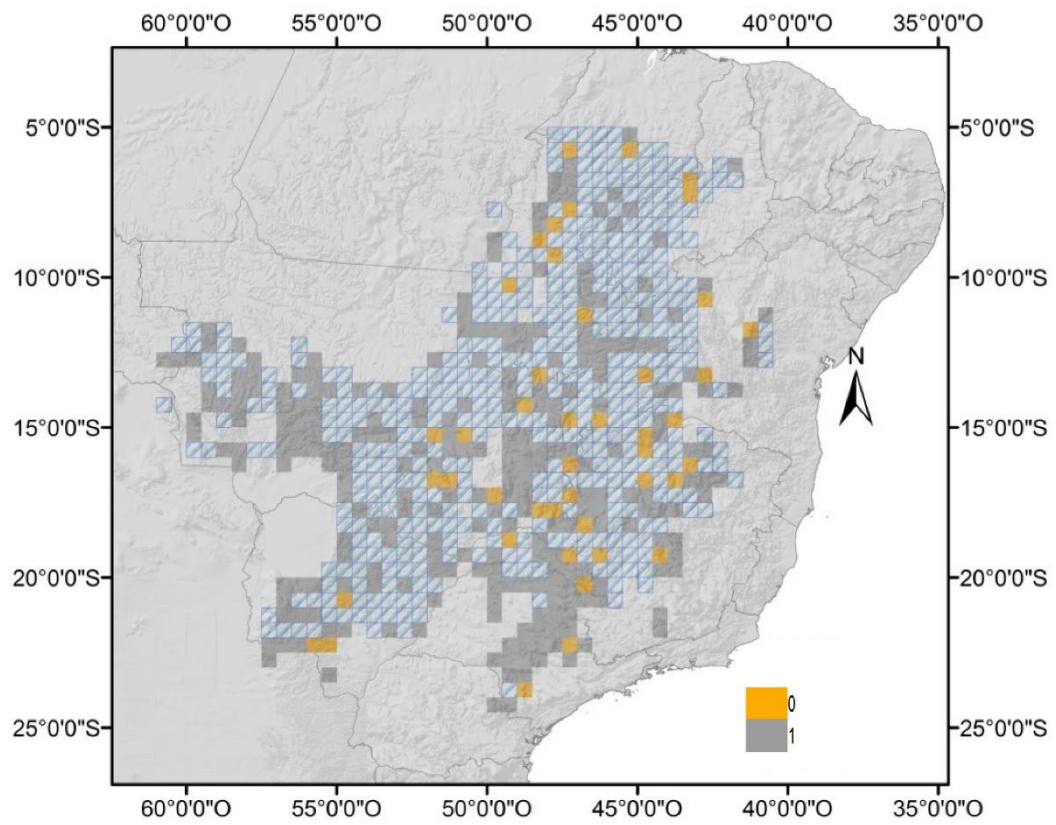


Figura 18. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método PTG. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

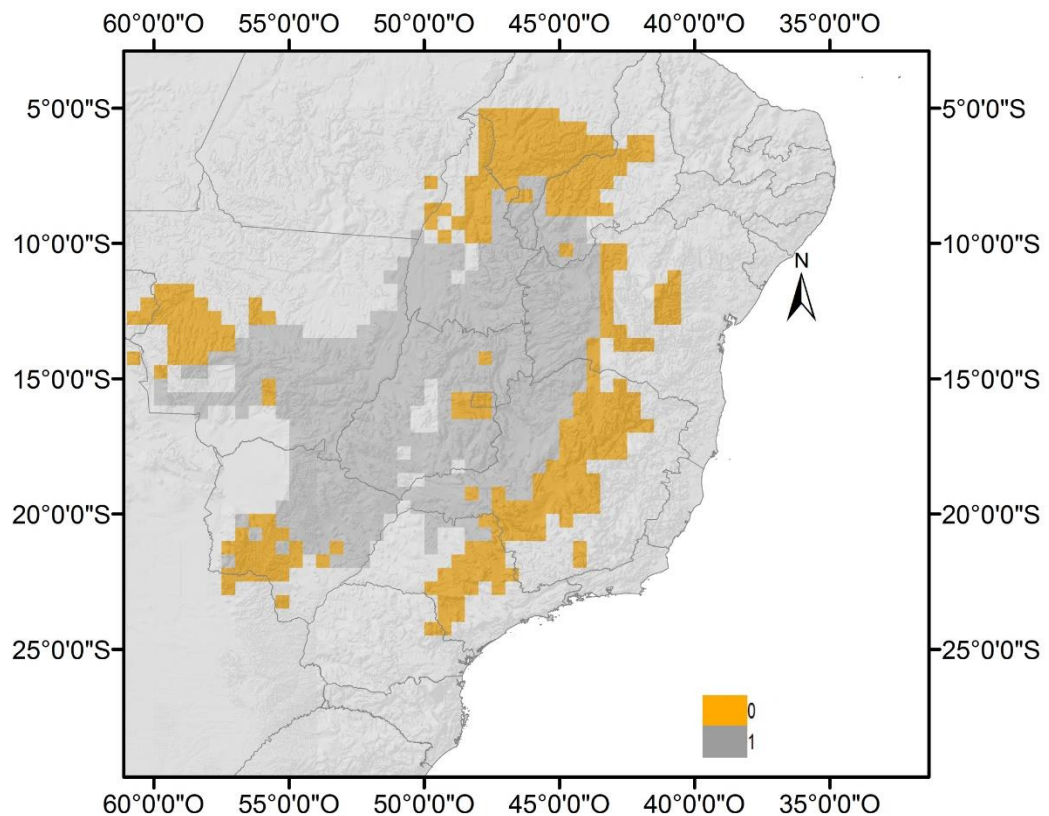


Figura 19. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método EOO. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

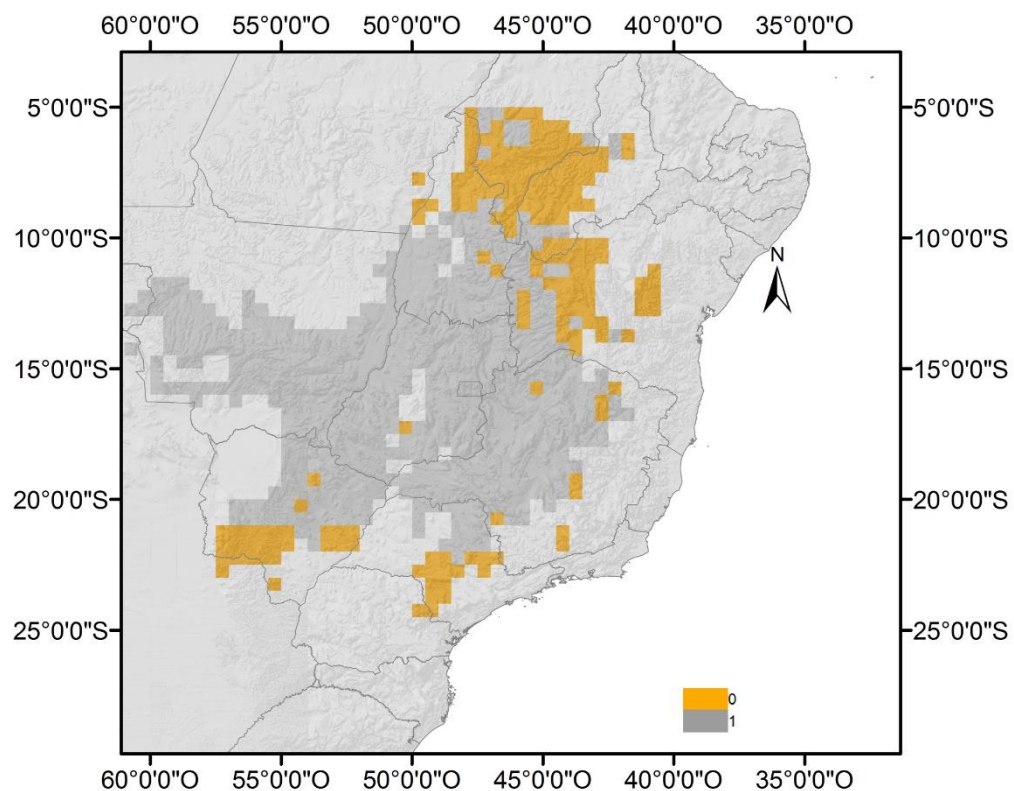


Figura 20. Mapas com os dados de significância (PLCBD) do método PTG. Grids em laranja possuem valores menores que 0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

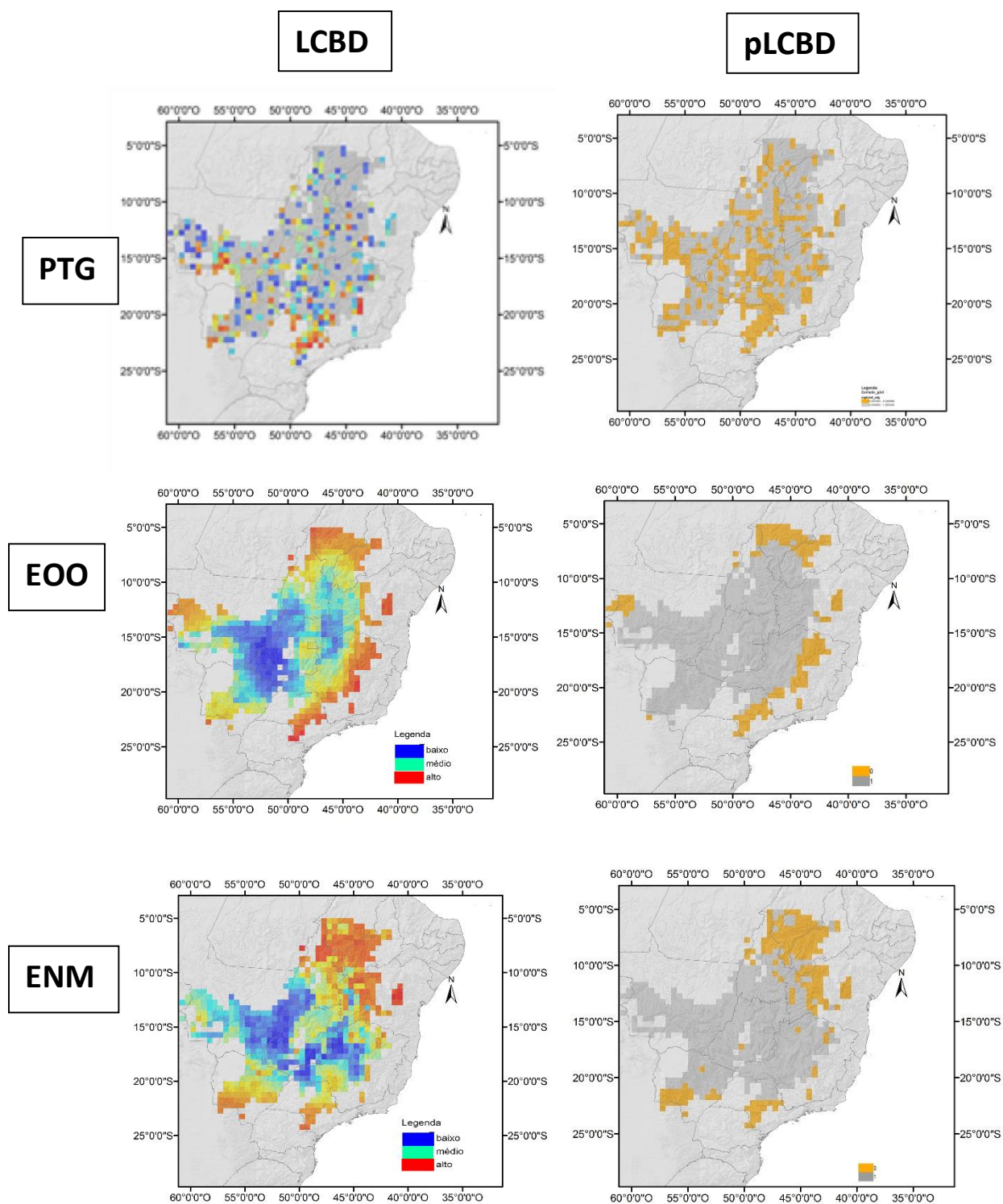


Figura 21. Mapas dos padrões de LCBD e pLCBD referente aos métodos de mapeamento PTG, EOO e ENM utilizando a base de dados combinada da Cerrado. A esquerda: grids com cores próximas ao azul apresentam valores mais baixos e com cores próximas ao vermelho apresentam valores mais altos. A direita: Grids laranja possuem valores menores que

0.05 (alta diversidade beta) e grids em cinza possuem valores maiores que 0.05 (baixa diversidade beta).

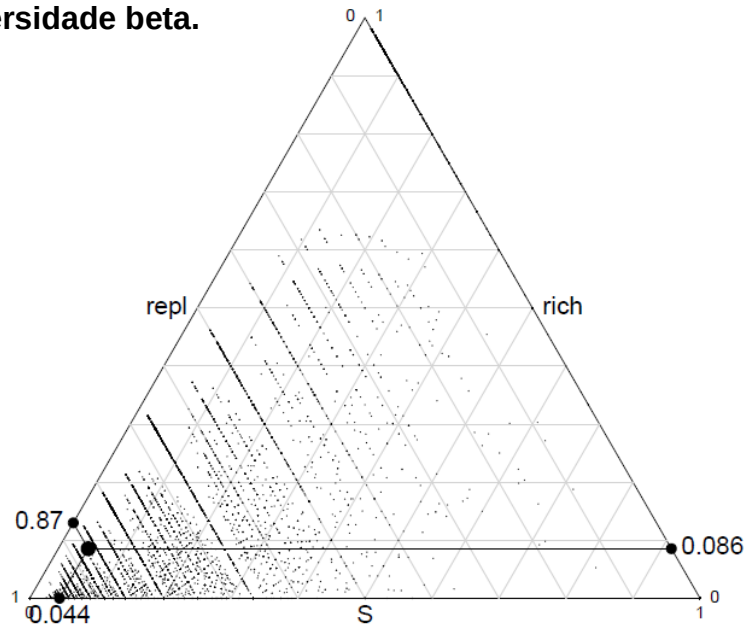


Figura 22. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta do Cerrado no método PTG. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

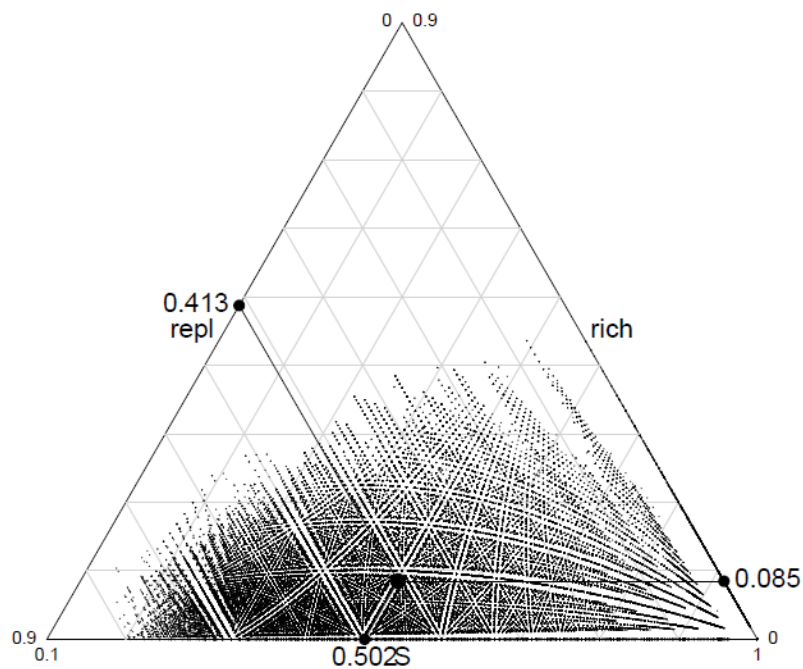


Figura 23. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta do Cerrado no método EOO. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

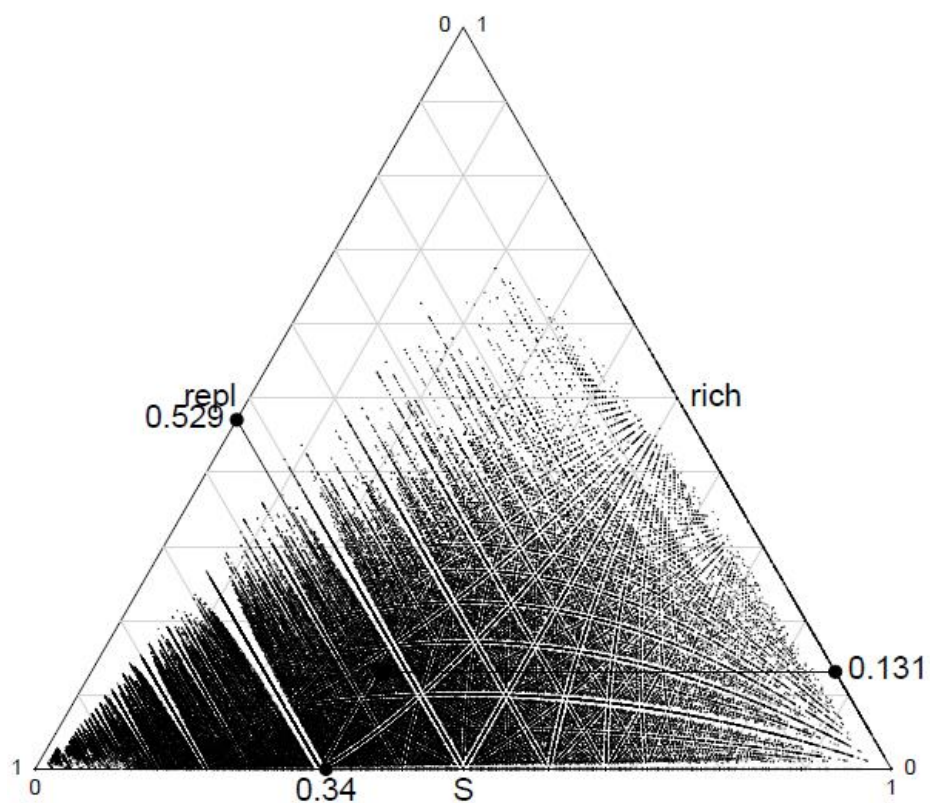
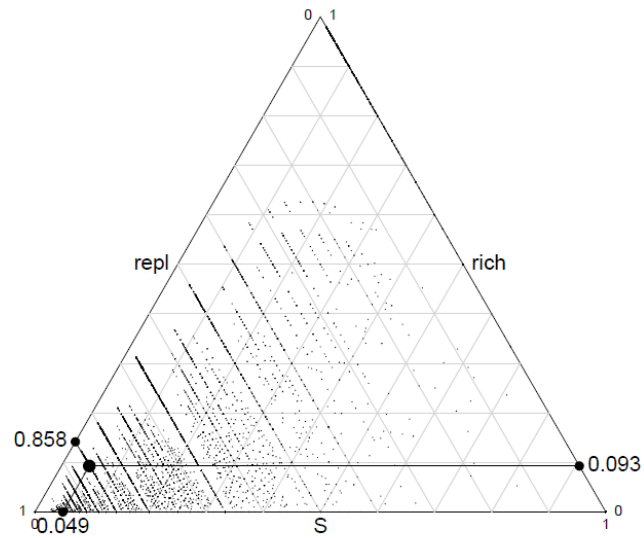


Figura 24. Gráfico de triângulo com os componentes da diversidade beta do Cerrado no método ENM. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

PTG



EOO

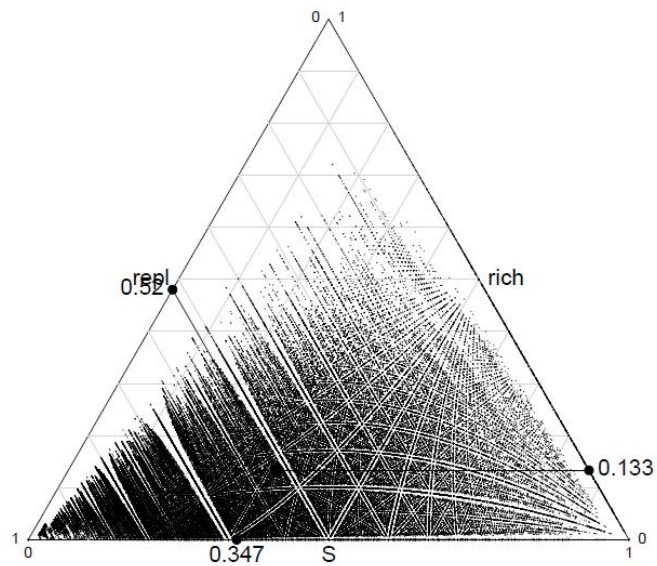
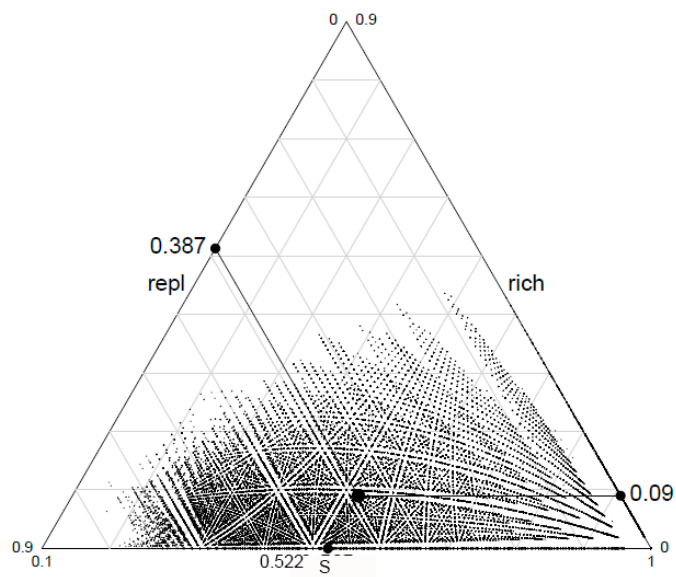


Figura 25: Gráfico de triângulos com os componentes da diversidade beta do Cerrado com a base de dados combinados. *Repl* (Troca de espécies), *rich* (aninhamento) e *S* (similaridade).

Discussão

No presente estudo encontramos que a utilização de métodos de mapeamento de caráter pontual apresenta estimativas da diversidade beta da anurofauna um tanto quanto divergentes em relação às estimativas geradas por mapas de extensão de ocorrência ou por abordagens de modelagem, isto tanto para o Cerrado quanto para a Mata Atlântica. Para a Mata Atlântica, mesmo que a congruência espacial da diversidade beta gerados por métodos PTG comparados às demais EEO e ENM tenham sido razoavelmente semelhantes (0,74 - 0,79), observamos que a decomposição da diversidade beta em componentes “troca de espécies” e “aninhamento” são bastante divergentes entre PTG - EEO e PTG e ENM. Isto provavelmente ocorreu pelo caráter pontual do método PTG, o que leva a um alto grau de “erros de omissão” das estimativas de distribuição das espécies (GRAHAM & HIJMANS 2006; HAWKINS *et al*, 2008; PINEDA & LOBO 2009; GARCIA-ROSELO, 2014). Assim, estas altas taxas de omissão consequentemente geraram diversos grids da Mata Atlântica e do Cerrado a não terem índices de LCBD computados para a metodologia PTG. Já os métodos EEO e ENM possuíram uma congruência espacial semelhante entre eles, tanto para a base de dados com as mesmas espécies quanto para a base de dados completa de cada metodologia (Tabelas 1 e 2).

Os mapas com dados combinados foram feitos para ver se a remoção de um grande número de espécies iria ter um grande impacto no padrão da distribuição dos valores de LCBD. Porém, mesmo quando fomos forçados a remover espécies devido às limitações metodológicas de ENM, a diferença na composição de espécies entre os métodos de mapeamento EEO e ENM não

geraram índices LCBD incongruentes entre eles. No caso da diversidade beta gerada por mapas ENM, as espécies excluídas são aquelas de menor extensão geográfica, microendêmicas com menos de cinco pontos de ocorrência (e.g., VASCONCELOS *et al.*, 2012). Como padrões de riqueza de espécies em ampla escala são geralmente mais correlacionados com a riqueza de espécies com maiores distribuições geográficas (JETZ & RAHBEK, 2002), a remoção de espécies com distribuições geográficas reduzidas não afeta drasticamente nem os gradientes de riqueza de espécies em amplas escalas (VASCONCELOS *et al.*, 2012), nem os padrões espaciais da diversidade beta (presente estudo). Este ponto parece também ser válido para a estruturação da diversidade beta e sua decomposição em componentes de “troca de espécies” e “aninhamento”, pois a existência de bases de dados com diferentes espécies também gerou resultados semelhantes entre EEO e ENM quando comparamos os resultados com diferentes bases de dados (Figuras 3 e 6).

O Cerrado apresentou valores de congruência espacial dos índices LCBD ainda mais divergentes entre o PTG e os outros métodos (Tabela 2). Como já mencionado para a Mata Atlântica, este fato é resultante da alta taxa de “erros de omissão” gerado pelos mapas PTG de cada espécie, o que parece estar ainda mais acentuado para o Cerrado. VASCONCELOS & NASCIMENTO (2014) registraram que o Cerrado apresenta maiores lacunas na representatividade de anuros em relação à Mata Atlântica quando a busca por informações de ocorrência das espécies é realizada pelas bases de dados online GBIF e SpeciesLink. No entanto, apesar do presente estudo ter considerado diferentes fontes de dados de ocorrência das espécies (bases de dados online, coleções científicas e bibliografia), lacunas no conhecimento da distribuição geográfica

ainda existem e certamente foram determinantes para as altas taxas nos “erros de omissão” em PTG, e conseqüentemente, diferentes padrões de diversidade beta gerados para a anurofauna do Cerrado.

Os métodos EEO e ENM apresentaram resultados mais congruentes nas duas áreas estudadas, porém os mapas de EEO apresentam mapas com uma distribuição dos valores de LCBF mais suave e uniforme, enquanto no ENM são gradientes mais espalhados e com manchas. Isso ocorre pela diferenciação da confecção dos mapas, sendo que as distribuições geradas pelo método EEO são representações mais contínuas e simples da área de extensão das espécies, tornando então os gradientes de diversidade mais uniformemente distribuídos. Já o método ENM, por gerar áreas de distribuição mais complexa devido à associação de clima com os pontos de ocorrências conhecidos, torna a confecção dos mapas finais mais fragmentadas e menos uniforme do que àqueles gerados por EEO (e.g., VASCONCELOS *et al*, 2012).

Na Mata Atlântica os gradientes de diversidade beta apontam maiores valores de índice LCBF concentrado nas faixas litorâneas. Essa região está caracterizada por abrigar uma alta riqueza de espécies, várias delas microendêmicas (VILLALOBOS *et al.*, 2013; VASCONCELOS *et al.*, 2014), o que certamente resultou na variação da composição de espécies em decorrência da alta troca de espécies existente nesta região costeira. A principal explicação para a elevada riqueza de espécies microendêmicas nesta região se dá pela topografia acidentada da região costeira da Mata Atlântica (e.g., Serra da Mantiqueira e Serra do Mar), onde o soerguimento destas cadeias de montanhas presumidamente isolou as populações ancestrais de anfíbios, causando então, ao longo do tempo evolutivo, a especiação alopátrica de diversos anuros nesta

região (HADDAD & PRADO, 2005). Esta topografia acidentada da região, associada ao clima estável e úmido de suas florestas ombrófilas, favoreceram a criação de diversos microhábitats únicos para a diversificação dos anfíbios da Mata Atlântica (HADDAD & PRADO, 2005). Assim, a concentração de um elevado número de espécies de ocorrências restritas a determinadas localidades ao longo da região serrana e costeira da Mata Atlântica resultou na alta substituição de espécies ao longo desta região presentemente registrados pelos elevados índices LCBD.

Nas regiões interioranas da Mata Atlântica os valores de LCBD foram mais baixos, o que representa comunidades de espécies mais similares entre si. Estas regiões, compostas por florestas semidecíduais e decíduais com clima mais seco e sazonal, apresentam uma diversidade funcional e taxônômica menor de anfíbios (VASCONCELOS *et al.*, 2010; DA SILVA *et al.*, 2012). Estas regiões mais interiores da Mata Atlântica também são caracterizadas por abrigar espécies mais generalistas e de ampla ocorrência geográfica, várias delas características do Cerrado (DOS SANTOS *et al.*, 2009; VASCONCELOS *et al.*, 2014), o que por sua vez torna as comunidades mais homogêneas em relação à composição das espécies.

No Cerrado, os valores mais altos de índices LCBD das duas metodologias mais congruentes entre si (EEO e ENM) estão nas regiões de transição com outros domínios morfo-climáticos (e.g., Amazônia, Caatinga, Pantanal e Mata Atlântica), chamadas de ecótonos. Estas regiões são conhecidas por abrigar alta riqueza de espécies devido à maior heterogeneidade do ambiente resultante da junção de comunidades adjacentes e distintas (RISSER, 1995). Por causa dessas junções, espécies de anuros típicas de cada

formação vegetal acabam ocorrendo em maior proporção nessas regiões, fazendo com que as comunidades tenham composições de espécies mais diversificadas, e conseqüentemente tornando os valores de LCBD mais altos nas regiões de ecótono do Cerrado do que na sua região central (SAMUELS & DRAKE, 1997). A região central do Cerrado, por sua vez, possui uma formação vegetal mais aberta, seca, e conseqüentemente abrigando uma fauna de anuros menos diversa e mais homogênea.

No Cerrado, a decomposição da diversidade beta em componentes “troca de espécies” e “aninhamento” mostra resultados semelhantes ao padrão encontrado na Mata Atlântica; PTG com resultados diferentes em comparação com os outros dois métodos. O componente “troca de espécies” foi maior no PTG, enquanto nos métodos EEO e ENM este componente ainda é maior que o “aninhamento”, mas este tem valores mais semelhantes entre EEO e ENM do que em PTG. Novamente, as altas taxas de “erros de omissão” geradas nos mapas individuais PTG das espécies acarretaram na ausência de valores LCBD para vários grids do Cerrado.

De maneira geral, o presente estudo conclui que, para estudos macroecológicos considerando amplas escalas espaciais, os métodos de mapeamento de distribuição de espécies EEO e ENM geram estimativas de diversidade beta mais semelhantes entre si do que estimativas de caráter pontual (PTG). Apesar das diferenças específicas entre a diversidade beta gerada pelos métodos de mapeamento EEO e ENM, estes ainda assim apresentam resultados semelhantes em relação à estruturação da diversidade beta de anuros do Cerrado e MA, onde os componentes “troca de espécies” e “aninhamento” são mais semelhantes entre EEO e ENM do que a diversidade beta gerada por

mapas PTG. Nossos resultados não desmerecem os métodos de mapeamento PTG para sua aplicação em estudos biogeográficos.

Na verdade, a incongruência dos padrões de diversidade beta encontrados pelo mapeamento PTG parece ser resultante das lacunas do conhecimento dos pontos de ocorrência ainda existente para as espécies. No entanto, preencher estas lacunas geográficas de maneira a representar áreas biogeográficas continuamente se torna um desafio de médio-longo prazo, pois alcançar este objetivo necessita de incentivos políticos massivos e contínuos de estudos *in situ* para que novas áreas ainda não exploradas sejam amostradas. Visto as previsões das múltiplas ameaças à nossa biodiversidade se intensificarem ao longo deste século (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), não temos a luxúria de esperarmos por dados ou desenvolvimento de métodos perfeitos. Assim, para estudos macroecológicos teóricos e/ou aplicados à biogeografia da conservação, recomendamos o uso de mapas EEO e/ou ENM, pois estes métodos capturam semelhantemente os gradientes de diversidade beta e sua decomposição em diferentes componentes no nosso estudo de caso com anfíbios anuros do Cerrado e Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 42-47, 2007.
- ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527-1539, 2012.
- ASSESSMENT, M.E. et al. **Ecosystems and human well-being**. Washington, DC:: Island press, 2005.
- BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 19:134–143.
- BINI, Bini, L. M. et al. Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. **Ecography**, v. 32, 193 – 204, 2009.
- BOARATTI, A. Z.; SILVA, F. R. Relationships between environmental gradients and geographic variation in the intraspecific body size of three species of frogs (Anura). **Austral Ecology**, v. 40, n. 8, p. 869-876, 2015.
- BROWN, J. H.; MAURER, B. A. Macroecology: the division of food and space among species on continents. **Science**, v. 243, n. 4895, p. 1145-1150, 1989
- BROWN, J. H. Macroecology: progress and prospect. **Oikos**, p. 3-14, 1999.
- BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Linking global turnover of species and environments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 46, p. 17836-17841, 2008.
- CATENAZZI, A. State of the world's amphibians. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 40, 2015.
- DANTAS, S. P. et al. New distribution records from the Brazilian Cerrado and species distribution modelling of *Boana crepitans*, *Lithobates palmipes*, *Pipa pipa*, and *Micrurus h. hemprichii*. **Biodiversity**, v. 20, n. 4, p. 149-160, 2019.
- DA SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; ARENA, M. V. N.. Amphibian beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest: contrasting the roles of historical events and contemporary conditions at different spatial scales. **PLoS One**, v. 9, n. 10, p. e109642, 2014.
- DUELLMAN, W. E. Distribution Patterns of Amphibians in South America. Chapter 5. 1999.
- ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, R. P.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUIBAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Novel methods improve prediction of

species' distribution from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. Cambridge University Press, 2010.

Frost, D. R. 2018 Amphibian Species of the World: An Online Reference. Version 6.0 (06/2018). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.

GARCÍA-ROSELLÓ, E.; GUISANDE, C. ;MANJARRÉZ-HERNÁNDEZ, A.; GONZÁLEZ-DACOSTA, J.; HEINE, J.; PELAYO-VILLAMIL, P.; GONZÁLEZ-VILAS, L.; VARI, R. P.; VAAMONDE, A.; GRANADOLORENCIO, C.; LOBO, J. M. Can we derive macroecological patterns from primary Global Biodiversity Information Facility data?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 3, p. 335-347, 2014.

GRAHAM, C. H.; HIJMANS, R. J. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. **Global Ecology and biogeography**, v. 15, n. 6, p. 578-587, 2006.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F., PRADO, C.P.A., LOEBMANN, D., GASPARINI, J.L. & SAZIMA, I. 2013. **Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia**. Anolis Books, São Paulo.

HAWKINS, B. A.; RUEDA, M.; RODRÍGUEZ, M. Á. What do range maps and surveys tell us about diversity patterns?. **Folia Geobotanica**, v. 43, n. 3, p. 345, 2008.

IUCN 2017. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 05 December 2017.

JETZ, W.; RAHBEK, C. Geographic range size and determinants of avian species richness. **Science**, v. 297, n. 5586, p. 1548-1551, 2002.

KEITH, S. A.;WEBB, T. J.;BÖHNING-GAESE, K.; CONNOLY, S. R.; DULVY, N. K.; EIGENBROD, F.; JONES, K. E.; PRICE, T.; REDDING, D. W.; OWENS, I. P. F.; ISAAC, N. J. B. What is macroecology? **Biology Letters**, v. 8, p. 904-906 2012.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324-1334, 2014.

- LIU, C., BERRY, P. M., DAWSON, T. P., PEARSON R. G. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, v. 28, p. 385-393, 2005.
- LOUZADA, J.; GARDNER, T.; PERES, C.; BARLOW, J. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1102-1109, 2010.
- MACARTHUR, R. H. **Geographical ecology: patterns in the distribution of species**. Princeton University Press, 1984.
- MANLY, B. F. G. **A primer of multivariate statistics**. Chapman and Hall, London. 1994.
- MITTERMEIER, R. A.; ROBLES, G. P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots Revisited**. N.L. Mexico, CEMEX. 390 pp. 2004.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), IBAMA (Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado**, 2002 a 2008: dados revisados, 2009.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2010. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: monitoramento do bioma Mata Atlântica**. Brasília: MMA, Brasil. 42 p.
- MOLINOS, J. G. et al. Climate velocity and the future global redistribution of marine biodiversity. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 1, p. 83, 2016.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- NAIMI, B., Araújo, M. B. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. **Ecography**, v. 39, p. 368 - 371. 2016.
- OKSANEN J.; BLANCHET F. G.; KINDT R. *et al.* (2012) vegan: Community Ecology package. R package version 2.0–4. [Cited 30 January 2013.] Available from URL: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OLSON, D. M.; DINERSTEIN E.; WRIKAMANAYAKE, E. D.; BURGESS, N. D.; POWELL, G. V. N.; UNDERWOOD, E. C.; D'AMICO, J. A.; ITOUA, I.; STRAND, H. E.; MORRISON, J. C.; LOUCKS, C. J.; ALLNUTT, T. F.; RICKETTS, T. H.; KURA, Y.; LAMOUREUX, J. F.; WETTENGEL, W. W.; HEDAO, P.; KASSEM, K. R. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997.
- RISSER, P. G. Ecotones at local to regional scales from around the world. **Ecological Applications**, v. 3, n. 3, p. 367-368, 1995.
- RYTI, R. T.; GILPIN, M. E. The comparative analysis of species occurrence patterns on archipelagos. **Oecologia**, v. 73, n. 2, p. 282–287, 1987.
- SAMUELS, C. L.; DRAKE, J. A. Divergent perspectives on community convergence. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 12, n. 11, p. 427-432, 1997.
- SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; PRADO, V. H. M.; HADDAD, C. F. B.; ROSSA-FERES, D. C. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 9, p. 1720-1732, 2012.
- SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. **Trends in ecology & evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S.; FISCHMAN, D. L.; WALLER, R. W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, n. 5702, p. 1783–1786, 2004.
- SVENNING, J. C.; FLOIGAARD, C.; BASELGA, A. Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 2, p. 393-402, 2011.
- VALDUJO, P. H.; SILVANO, D. L.; COLLI, G. & MARTINS, M. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. **South American Journal of Herpetology**, v. 7, n. 2, p. 63-78, 2012.
- VASCONCELOS, T. S.; RODRÍGUEZ, M. Á.; HAWKINS, B. A. Species distribution modelling as a macroecological tool: a case study using New World amphibians. **Ecography**, 35, p. 539-548, 2012.
- VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; HADDAD, C. F. B.; ROSSA-FERES, D. C. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n. 4, p. 423-432, 2010.
- VASCONCELOS, T. S.; PRADO, V. H. M.; DA SILVA, F. R.; HADDAD, C. F. B. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. **Plos One**, v. 9, p. e104130, 2014.

VASCONCELOS, T. S. et al. **Biogeographic Patterns of South American Anurans**. Springer, 2019.

VASCONCELOS, T. S.; PRADO, V. H.M. Climate change and opposing spatial conservation priorities for anuran protection in the Brazilian hotspots. **Journal for Nature Conservation**, v. 49, p. 118-124, 2019.

VILLALOBOS, F.; DOBROVOLSKI, R.; PROVETE, D. B.; GOUVEIA, S. F. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. **PLoS one**, v. 8, n. 2, p. e56073, 2013.

WELLS, K.D. **The ecology and behavior of amphibians**. University of Chicago Press, 2010.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 3, n. 3, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, p. 213-251, 1972.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J. & FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 4, p. 453-470, 2001.

Anexos

Anexo 1. Lista de espécies da Mata Atlântica com indicações se a espécie foi utilizada nos métodos point-to-grid (PTG), extensão de ocorrência (EOO), modelagem de nicho climático (ENM) e dados combinados (D.C.)

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
Alsodidae				
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	X	X	X	X
Aromobatidae				
<i>Allobates olfersioides</i>	X	X	X	X
Brachycephalidae				
<i>Brachycephalus alipioi</i>	X	X		
<i>Brachycephalus atelopoide</i>		X		
<i>Brachycephalus brunneus</i>	X	X		
<i>Brachycephalus bufonoides</i>		X		
<i>Brachycephalus didactylus</i>	X	X	X	X
<i>Brachycephalus ephippium</i>	X	X	X	X
<i>Brachycephalus ferruginus</i>	X	X		
<i>Brachycephalus garbeanus</i>	X	X		
<i>Brachycephalus guarani</i>	X	X		
<i>Brachycephalus hermogenesi</i>	X	X	X	
<i>Brachycephalus izecksohni</i>	X	X		
<i>Brachycephalus margaritatus</i>	X	X		
<i>Brachycephalus nodoterga</i>	X	X		
<i>Brachycephalus pernix</i>	X	X		
<i>Brachycephalus pitanga</i>	X	X		
<i>Brachycephalus pombali</i>	X	X		
<i>Brachycephalus pulex</i>	X	X		
<i>Brachycephalus toby</i>	X	X		
<i>Brachycephalus tridactylus</i>	X	X		
<i>Brachycephalus vertebralis</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema abdita</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema bolbodactyla</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema concolor</i>	X	X		
<i>Ischnocnema epipeda</i>	X	X		
<i>Ischnocnema erythromera</i>	X	X		
<i>Ischnocnema gehrti</i>	X	X		
<i>Ischnocnema gualteri</i>	X	X		

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Ischnocnema guentheri</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema henselii</i>	X	X		
<i>Ischnocnema hoehnei</i>	X	X		
<i>Ischnocnema holti</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema izecksohni</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema juipoca</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema karst</i>		X		
<i>Ischnocnema lactea</i>	X	X		
<i>Ischnocnema manezinho</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema melanopygia</i>	X	X		
<i>Ischnocnema nasuta</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema nigriventris</i>	X	X		
<i>Ischnocnema octavioi</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema oea</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema paranaensis</i>	X	X		
<i>Ischnocnema parva</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema pusilla</i>	X	X		
<i>Ischnocnema randorum</i>	X	X		
<i>Ischnocnema sambaqui</i>	X	X		
<i>Ischnocnema spanios</i>	X	X		
<i>Ischnocnema venancioi</i>	X	X		
<i>Ischnocnema verrucosa</i>	X	X	X	X
<i>Ischnocnema vizottoi</i>	X	X		
Bufonidae				
<i>Dendrophryniscus berthalutzae</i>	X	X	X	X
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i>	X	X	X	X
<i>Dendrophryniscus carvalhoi</i>	X	X		
<i>Dendrophryniscus krausae</i>	X	X		
<i>Dendrophryniscus leucomystax</i>	X	X	X	X
<i>Dendrophryniscus oreites</i>	X	X		
<i>Dendrophryniscus organensis</i>	X	X		
<i>Dendrophryniscus skuki</i>	X	X		
<i>Dendrophryniscus stawiarSKIY</i>	X	X		
<i>Frostius erythrophthalmus</i>	X	X		
<i>Frostius pernambucensis</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus admirabilis</i>	X	X		
<i>Melanophryniscus alipioi</i>	X	X		
<i>Melanophryniscus cambaraensis</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus dorsalis</i>	x	X	X	X
<i>Melanophryniscus macrogranulosus</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus moreirae</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>		X	X	

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Melanophryniscus peritus</i>	X	X		
<i>Melanophryniscus setiba</i>		X		
<i>Melanophryniscus simplex</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus spectabilis</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus tumifrons</i>	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i>	X	X		
<i>Rhinella abei</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella achavali</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella crucifer</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella dorbignyi</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella fernandezae</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella granulosa</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella henseli</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella hoogmoedi</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella icterica</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella jimi</i>	X	X		
<i>Rhinella ornata</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella pygmaea</i>	X	X		
<i>Rhinella schneideri</i>	X	X	X	X
Centrolenidae				
<i>Vitreorana eurygnatha</i>	X	X	X	X
<i>Vitreorana parvula</i>	X	X		
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	X	X	X	X
Ceratophryidae				
<i>Ceratophrys aurita</i>	X	X	X	X
<i>Ceratophrys joazeirensis</i>		X		
<i>Ceratophrys ornata</i>		X	X	
Craugastoridae				
<i>Eleutherodactylus bilineatus</i>	X	X	X	X
<i>Euparkerella brasiliensis</i>	X	X	X	X
<i>Euparkerella cochranæ</i>	X	X	X	X
<i>Euparkerella robusta</i>	X	X		
<i>Euparkerella tridactyla</i>	X	X	X	X
<i>Haddadus aramunha</i>		X	X	
<i>Haddadus binotatus</i>	X	X	X	X
<i>Haddadus plicifer</i>		X		
<i>Holoaden bradei</i>	X	X	X	X
<i>Holoaden luederwaldti</i>	X	X	X	X
<i>Holoaden pholeter</i>	X	X		
<i>Pristimantis paulodutra</i>	X	X	X	X
<i>Pristimantis ramagii</i>	X	X	X	X
<i>Pristimantis vinhai</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
Cycloramphidae				
<i>Cycloramphus acangatan</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus asper</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus bandeirensis</i>	X	X		
<i>Cycloramphus bolitoglossus</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus boraceiensis</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus brasiliensis</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus carvalhoi</i>	X	X		
<i>Cycloramphus catarinensis</i>	X	X		
<i>Cycloramphus cedrensis</i>	X	X		
<i>Cycloramphus diringshofeni</i>	X	X		
<i>Cycloramphus dubius</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus duseni</i>		X	X	
<i>Cycloramphus eleutherodactylus</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus faustoi</i>	X	X		
<i>Cycloramphus fuliginosus</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus granulatus</i>	X	X		
<i>Cycloramphus izecksohni</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus juimirim</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus lithomimeticus</i>	X	X		
<i>Cycloramphus lutzorum</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus migueli</i>	X	X		
<i>Cycloramphus mirandaribeiroi</i>	X	X		
<i>Cycloramphus ohausi</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus organensis</i>	X	X		
<i>Cycloramphus rhyakonastes</i>	X	X		
<i>Cycloramphus semipalmatus</i>	X	X	X	X
<i>Cycloramphus stejnegeri</i>	X	X		
<i>Cycloramphus valae</i>		X		
<i>Thoropa lutzi</i>	X	X	X	X
<i>Thoropa miliaris</i>	X	X	X	X
<i>Thoropa petropolitana</i>	X	X	X	X
<i>Thoropa saxatilis</i>	X	X	X	X
<i>Thoropa taophora</i>	X	X	X	X
<i>Zachaenus carvalhoi</i>	X	X	X	X
<i>Zachaenus parvulus</i>	X	X	X	X
Eleutherodactylidae				
<i>Adelophryne baturitensis</i>		X		
<i>Adelophryne maranguapensis</i>		X		
<i>Adelophryne meridionalis</i>	X			
<i>Adelophryne mucronatus</i>	X			
<i>Adelophryne pachydactyla</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
Hemiphractidae				
<i>Fritziana fissilis</i>	X	X	X	X
<i>Fritziana goeldii</i>	X	X	X	X
<i>Fritziana ohausi</i>	X	X	X	X
<i>Gastrotheca albolineata</i>	X	X	X	X
<i>Gastrotheca ernestoi</i>	X	X		
<i>Gastrotheca fissipes</i>	X	X	X	X
<i>Gastrotheca flamma</i>	X	X		
<i>Gastrotheca fulvorufa</i>	X	X		
<i>Gastrotheca megacephala</i>	X	X		
<i>Gastrotheca microdiscus</i>	X	X	X	X
<i>Gastrotheca prasina</i>	X	X		
<i>Gastrotheca pulchra</i>	X	X		
<i>Gastrotheca recava</i>	X	X		
Hylidae				
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	X	X	X	X
<i>Aparasphenodon bokermanni</i>	X	X	X	X
<i>Aparasphenodon bruno</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus albofrenatus</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus albosignatus</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus arildae</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus cavicola</i>	X	X		
<i>Aplastodiscus cochranæ</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus ehrhardti</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus eugenioi</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus flumineus</i>	X	X		
<i>Aplastodiscus ibirapitanga</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus leucopygius</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus musicus</i>	X	X		
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus sibilatus</i>	X	X		
<i>Aplastodiscus weygoldti</i>	X	X	X	X
<i>Boana albomarginata</i>	X	X	X	X
<i>Boana albopunctata</i>	X	X	X	X
<i>Boana atlantica</i>	X	X	X	X
<i>Boana bischoffi</i>	X	X	X	X
<i>Boana caingua</i>	X	X	X	X
<i>Boana caipora</i>	X	X		
<i>Boana crepitans</i>	X	X	X	X
<i>Boana curupi</i>	X	X	X	X
<i>Boana cymbalum</i>	X	X		
<i>Boana exastis</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Boana faber</i>	X	X	X	X
<i>Boana freicanecae</i>	X	X		
<i>Boana guentheri</i>	X	X	X	X
<i>Boana joaquini</i>	X	X	X	X
<i>Boana latistriata</i>	X	X	X	X
<i>Boana leptolineata</i>	X	X	X	X
<i>Boana marginata</i>	X	X	X	X
<i>Boana pardalis</i>	X	X	X	X
<i>Boana poaju</i>	X	X		
<i>Boana polytaenia</i>	X	X	X	X
<i>Boana pombali</i>	X	X		
<i>Boana prasina</i>	X	X	X	X
<i>Boana pulchella</i>	X	X	X	X
<i>Boana punctata</i>	X	X	X	X
<i>Boana raniceps</i>	X	X	X	X
<i>Boana secedens</i>	X	X	X	X
<i>Boana semiguttata</i>	X	X	X	X
<i>Boana semilineata</i>	X	X	X	X
<i>Boana stellae</i>	X	X		
<i>Boana_stenocephala</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla ahenea</i>	X	X		
<i>Bokermannohyla astartea</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla capra</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla caramaschii</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla carvalhoi</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla circumdata</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla claresignata</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla clepsydra</i>	X	X		
<i>Bokermannohyla diamantina</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla gouveai</i>	X	X		
<i>Bokermannohyla hylax</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla ibitipoca</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla itapoty</i>		X		
<i>Bokermannohyla izecksohni</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla langei</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla lucianae</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla luctuosa</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla martinsi</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla nanuzae</i>	X		X	
<i>Bokermannohyla oxente</i>		X	X	
<i>Dendropsophus anceps</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus berthalutzae</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus branneri</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus decipiens</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus dutrai</i>	X	X		
<i>Dendropsophus elegans</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus giesleri</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus haddadi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus limai</i>	X	X		
<i>Dendropsophus meridianus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus microps</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus minutus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus nahdereri</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus nanus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus novaisi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus oliveirai</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus pseudomeridianus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus ruschii</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus seniculus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus soaresi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus studerae</i>	X	X		
<i>Dendropsophus werneri</i>	X	X	X	X
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	X	X	X	X
<i>Julianus uruguayus</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon agilis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon albicans</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon angrensis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon arduous</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon argyreornata</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon ariadne</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon aromothyella</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon atrata</i>	X	X		
<i>Ololygon belloni</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon brieri</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon carnevallii</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon catharinae</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon faivovichii</i>		X		
<i>Ololygon flavoguttata</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon heyeri</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon hiemalis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon humilis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon insperata</i>	X	X		

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Ololygon jureia</i>	X	X		
<i>Ololygon kautskyi</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon littoralis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon littoreus</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon longilinea</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon luizotavioi</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon machadoi</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon melloi</i>	X	X		
<i>Ololygon obtriangulata</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon peixotoi</i>	X	X		
<i>Ololygon perpusilla</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon ranki</i>	X	X		
<i>Ololygon rizibilis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon strigilata</i>	X	X		
<i>Ololygon trapicheiroi</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon tupinamba</i>		X		
<i>Ololygon v-signata</i>	X	X	X	X
<i>Phyllodytes acuminatus</i>	X	X		
<i>Phyllodytes brevirostris</i>	X	X		
<i>Phyllodytes edelmoi</i>	X	X	X	X
<i>Phyllodytes gyrinaethes</i>	X	X		
<i>Phyllodytes kautskyi</i>	X	X		
<i>Phyllodytes luteolus</i>	X	X	X	X
<i>Phyllodytes maculosus</i>	X	X		
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	X	X	X	X
<i>Phyllodytes punctatus</i>	X	X		
<i>Phyllodytes tuberculosus</i>	X	X	X	X
<i>Phyllodytes wuchereri</i>	X	X		
<i>Pseudis bolbodactyla</i>	X	X	X	X
<i>Pseudis cardosoi</i>	X	X	X	X
<i>Pseudis fusca</i>		X		
<i>Pseudis minuta</i>	X	X	X	X
<i>Scinax alter</i>	X	X	X	X
<i>Scinax auratus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax caldarum</i>	X	X	X	X
<i>Scinax cardosoi</i>	X	X	X	X
<i>Scinax cretatus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax crospedospilus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax cuspidatus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax duartei</i>	X	X	X	X
<i>Scinax eurydice</i>	X	X	X	X
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Scinax fuscovarius</i>	X	X	X	X
<i>Scinax granulatus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax hayii</i>	X	X	X	X
<i>Scinax imbegue</i>	X	X	X	X
<i>Scinax juncae</i>	X	X	X	X
<i>Scinax nebulosus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax pachycrus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax perereca</i>	X	X	X	X
<i>Scinax similis</i>	X	X	X	X
<i>Scinax squalirostris</i>	X	X	X	X
<i>Scinax tupinamba</i>	X			
<i>Scinax tymbamirim</i>	X	X	X	X
<i>Scinax x-signatus</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus botocudo</i>	X	X		
<i>Sphaenorhynchus bromelicola</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus mirim</i>	X	X		
<i>Sphaenorhynchus palustris</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus pauloalvini</i>	X	X		
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus prasinus</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus surdus</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus atlas</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus dibernardoii</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus imitatrix</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus lepidus</i>	X	X		
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus typhonius</i>	X	X	X	X
Hylodidae				
<i>Crossodactylus aeneus</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus caramaschii</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus cyclospinus</i>	X	X		
<i>Crossodactylus dantei</i>	X	X		
<i>Crossodactylus dispar</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus gaudichaudii</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus grandis</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus lutzorum</i>	X	X		
<i>Crossodactylus schmidtii</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylus trachystomus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes amnicola</i>	X	X		
<i>Hylodes asper</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Hylodes babax</i>	X	X		
<i>Hylodes cardosoi</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes charadranaetes</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes dactylocinus</i>	X	X		
<i>Hylodes fredii</i>	X	X		
<i>Hylodes glaber</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes heyeri</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes lateristrigatus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes magalhaesi</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes meridionalis</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes mertensi</i>	X	X		
<i>Hylodes nasus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes ornatus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes otavioi</i>	X	X		
<i>Hylodes perere</i>	X	X		
<i>Hylodes perplicatus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes phyllodes</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes pipilans</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes regius</i>	X	X		
<i>Hylodes sazimai</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes vanzolinii</i>	X	X		
<i>Megaelosia apuana</i>	X	X		
<i>Megaelosia bocainensis</i>	X	X		
<i>Megaelosia boticariana</i>	X	X	X	X
<i>Megaelosia goeldii</i>	X	X	X	X
<i>Megaelosia jordanensis</i>	X	X		
<i>Megaelosia lutzae</i>	X	X		
<i>Megaelosia massarti</i>	X	X	X	X
Leptodactylidae				
<i>Adenomera ajurauna</i>	X	X		
<i>Adenomera araucaria</i>	X	X	X	X
<i>Adenomera bokermanni</i>	X	X	X	X
<i>Adenomera marmorata</i>	X	X	X	X
<i>Adenomera nana</i>	X	X		
<i>Adenomera thomei</i>	X	X	X	X
<i>Crossodactylodes bokermanni</i>		X	X	
<i>Crossodactylodes izecksohni</i>	X	X		
<i>Crossodactylodes pintoii</i>		X		
<i>Leptodactylus cupreus</i>	X	X		
<i>Leptodactylus flavopictus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus furnarius</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus fuscus</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Leptodactylus gracilis</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus hylodes</i>	X	X		
<i>Leptodactylus jolyi</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus latrans</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus marambaiae</i>		X		
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus natalensis</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus notoaktites</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus plaumanni</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus spixi</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus vastus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus viridis</i>	X	X	X	X
<i>Paratelmatoobius cardosoi</i>	X	X	X	X
<i>Paratelmatoobius gaigeae</i>	X	X	X	X
<i>Paratelmatoobius lutzii</i>	X	X	X	X
<i>Paratelmatoobius mantiqueira</i>	X	X		
<i>Paratelmatoobius poecilogaster</i>	X	X	X	X
<i>Paratelmatoobius yepiranga</i>	X	X		
<i>Physalaemus aguirrei</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus atlanticus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus barrovi</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus bokermanni</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus caete</i>	X	X		
<i>Physalaemus camacan</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus crombiei</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus cuvieri</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus erikae</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus erythros</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus feioi</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus insperatus</i>	X	X		
<i>Physalaemus irroratus</i>	X	X		
<i>Physalaemus jordanensis</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus kroyeri</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus lateristriga</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus lisei</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus maculiventris</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus maximus</i>	X	X		
<i>Physalaemus moreirae</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Physalaemus nanus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus obtectus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus olfersii</i>	X	X		
<i>Physalaemus orophilus</i>	X	X		
<i>Physalaemus signifer</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus soaresi</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus spiniger</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	X	X	X	X
<i>Scythrophrys sawayae</i>	X	X	X	X
<i>Xenohyla eugenioi</i>	X	X		
<i>Xenohyla truncata</i>	X	X	X	X
Microhylidae				
<i>Arcovomer passarellii</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis alagoana</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis atlantica</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis capixaba</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis cordeiroi</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis crucis</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis gnoma</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis leucosticta</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis mantiqueira</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis sapiranga</i>	X	X		
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	X	X	X	X
<i>Dasypops schirchi</i>	X	X	X	X
<i>Elachistocleis bicolor</i>	X		X	
<i>Elachistocleis cesarii</i>	X	X	X	X
<i>Elachistocleis erythrogaster</i>	X	X		
<i>Elachistocleis ovalis</i>		X		
<i>Myersiella microps</i>	X	X	X	X
<i>Stereocyclops histrio</i>	X	X	X	X
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	X	X	X	X
<i>Stereocyclops palmipes</i>	X	X		
<i>Stereocyclops parkeri</i>	X	X	X	X
Odontophrynidae				
<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	X	X	X	X
<i>Odontophrynus americanus</i>	X	X	X	X
<i>Odontophrynus carvalhoi</i>	X	X	X	X
<i>Odontophrynus maisuma</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys appendiculata</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys bigibbosa</i>	X	X	X	X

Lista de espécies da Mata Atlântica	PTG	EOO	ENM	D.C.
<i>Proceratophrys boiei</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys brauni</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys cristiceps</i>		X		
<i>Proceratophrys laticeps</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys melanopogon</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys moehringi</i>	X	X		
<i>Proceratophrys paviotii</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys phyllostoma</i>	X	X		
<i>Proceratophrys renalis</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys sanctaritae</i>	X	X		
<i>Proceratophrys schirchi</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys subguttata</i>	X	X		
Phyllomedusidae				
<i>Hylomantis aspera</i>	X	X	X	X
<i>Hylomantis granulosa</i>	X	X		
<i>Phasmahyla cochranæ</i>	X	X	X	X
<i>Phasmahyla cruzi</i>	X	X		
<i>Phasmahyla exilis</i>	X	X		
<i>Phasmahyla guttata</i>	X	X	X	X
<i>Phasmahyla jandaia</i>	X	X	X	X
<i>Phasmahyla pectabilis</i>	X	X		
<i>Phasmahyla timbo</i>	X	X	X	X
<i>Phrynomedusa appendiculata</i>	X	X		
<i>Phrynomedusa bokermanni</i>	X	X		
<i>Phrynomedusa fimbriata</i>	X	X		
<i>Phrynomedusa marginata</i>	X	X	X	X
<i>Phrynomedusa vanzolinii</i>	X	X		
<i>Phyllomedusa bahiana</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa distincta</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa rohdei</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus nordestinus</i>	X	X	X	X
Pipidae				
<i>Pipa carvalhoi</i>	X	X	X	X
Ranidae				
<i>Lithobates palmipes</i>	X	X	X	X

Anexo 2. Anexo 1. Lista de espécies do Cerrado com indicações se a espécie foi utilizada nos métodos point-to-grid (PTG), extensão de ocorrência (EOO), modelagem de nicho climático (ENM) e dados combinados (D.C.)

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
Aromobatidae				
<i>Allobates brunneus</i>	X	X	X	X
<i>Allobates goianus</i>	X	X		
Brachycephalidae				
<i>Ischnocnema juipoca</i>		X		
<i>Ischnocnema nasuta</i>		X		
<i>Ischnocnema penaxavantinho</i>	X	X		
Bufonidae				
<i>Melanophryniscus fulvoguttatus</i>	X	X	X	X
<i>Rhaebo guttatus</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella cerradensis</i>	X	X		
<i>Rhinella granulosa</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella icterica</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella inopina</i>	X		X	
<i>Rhinella major</i>	X		X	
<i>Rhinella margaritifera</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>	X		X	
<i>Rhinella ocellata</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella ornata</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella rubescens</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella schneideri</i>	X	X	X	X
<i>Rhinella scitula</i>	X	X		
<i>Rhinella sclerocephala</i>	X	X		
<i>Rhinella veredas</i>		X		
Centrolenidae				
<i>Vitreorana uranoscopa</i>	X	X	X	X
Ceratophryidae				
<i>Ceratophrys aurita</i>	X	X	X	X
Craugastoridae				
<i>Barycholos ternetzi</i>	X	X	X	X
<i>Oreobates crepitans</i>		X	X	
<i>Oreobates heterodactylus</i>		X		

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
<i>Oreobates remotus</i>	X			
<i>Pristimantis dundeei</i>	X	X	X	X
<i>Pristimantis ventrigranulosus</i>	X			
Cycloramphidae				
<i>Thoropa megatympanum</i>	X	X	X	X
<i>Thoropa miliaris</i>	X	X	X	X
Dendrobatidae				
<i>Adelphobates galactonotus</i>	X	X	X	X
<i>Ameerega berohoka</i>	X			
<i>Ameerega braccata</i>		X	X	
<i>Ameerega flavopicta</i>	X	X	X	X
<i>Ameerega picta</i>	X	X	X	X
Hylidae				
<i>Aplastodiscus leucopygius</i>	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	X	X	X	X
<i>Boana albomarginata</i>	X	X	X	X
<i>Boana albopunctata</i>	X	X	X	X
<i>Boana boans</i>	X	X	X	X
<i>Boana buriti</i>	X	X		
<i>Boana caingua</i>	X	X	X	X
<i>Boana cipoensis</i>	X	X	X	X
<i>Boana crepitans</i>		X	X	
<i>Boana ericae</i>	X	X		
<i>Boana faber</i>	X	X	X	X
<i>Boana geographica</i>	X	X	X	X
<i>Boana goiana</i>	X	X	X	X
<i>Boana jaguariaivensis</i>	X			
<i>Boana lundii</i>		X	X	
<i>Boana multifasciata</i>		X	X	
<i>Boana phaeopleura</i>	X	X		
<i>Boana polytaenia</i>	X	X	X	X
<i>Boana prasina</i>	X	X	X	X
<i>Boana punctata</i>	X	X	X	X
<i>Boana raniceps</i>	X	X	X	X
<i>Boana stenocephala</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla alvarengai</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla ibitiguara</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla izecksohni</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla nanuzae</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla pseudopseudis</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla ravida</i>	X	X		
<i>Bokermannohyla sagarana</i>	X			

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
<i>Bokermannohyla saxicola</i>	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla sazimai</i>	X	X	X	X
<i>Corythomantis greeningi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus anataliasiasi</i>	X	X		
<i>Dendropsophus anceps</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus araguaya</i>	X	X		
<i>Dendropsophus branneri</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus cerradensis</i>	X	X		
<i>Dendropsophus cruzi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus elianeae</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus jimi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus melanargyreus</i>		X	X	
<i>Dendropsophus microps</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus minutus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus nanus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus rhea</i>	X	X		
<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus soaresi</i>	X	X	X	X
<i>Dendropsophus triateniatus</i>	X	X	X	X
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	X	X	X	X
<i>Julianus pinumus</i>	X	X	X	X
<i>Lysapsus caraya</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon canastrensis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon centralis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon hiemalis</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon longilinea</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon luizotavioi</i>	X	X		
<i>Ololygon machadoi</i>	X	X	X	X
<i>Ololygon skaios</i>	X			
<i>Osteocephalus taurinus</i>	X	X	X	X
<i>Pseudis bolbodactyla</i>	X	X	X	X
<i>Pseudis fusca</i>		X		
<i>Pseudis paradoxa</i>		X		
<i>Pseudis platensis</i>	X	X	X	X
<i>Pseudis tocantins</i>	X	X		
<i>Scinax acuminatus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax cabralensis</i>	X	X		
<i>Scinax constrictus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax curicica</i>	X	X	X	X
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	X	X	X	X

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
<i>Scinax fuscovarius</i>	X	X	X	X
<i>Scinax maracaya</i>	X	X		
<i>Scinax nasicus</i>	X	X	X	X
<i>Scinax ruber</i>		X		
<i>Scinax similis</i>	X	X	X	X
<i>Scinax squalirostris</i>	X	X	X	X
<i>Scinax tigrinus</i>	X	X		
<i>Scinax x-signatus</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus atlas</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus mambaiensis</i>	X		X	
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	X	X	X	X
<i>Trachycephalus typhonius</i>	X		X	
<i>Trachycephalus venulosus</i>		X		
Hylodidae				
<i>Crossodactylus cyclospinus</i>		X		
<i>Crossodactylus trachystomus</i>	X	X	X	X
<i>Hylodes otavioi</i>	X	X		
Leptodactylidae				
<i>Adenomera bokermanni</i>	X	X	X	X
<i>Adenomera hylaedactyla</i>	X	X	X	X
<i>Adenomera martinezi</i>	X	X		
<i>Leptodactylus camaquara</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus cunicularius</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus elenae</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus furnarius</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus fuscus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus jolyi</i>	X			
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus latrans</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus petersii</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus plaumanni</i>		X	X	
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus pustulatus</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus syphax</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus tapiti</i>	X	X		
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	X	X	X	X
<i>Leptodactylus vastus</i>	X	X	X	X
<i>Lithodytes lineatus</i>		X	X	

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
<i>Physalaemus albifrons</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus albonotatus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus centralis</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus cicada</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus cuvieri</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus deimaticus</i>	X	X		
<i>Physalaemus evangelistai</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus gracilis</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus marmoratus</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus nattereri</i>	X	X	X	X
<i>Physalaemus olfersii</i>	X	X	X	X
<i>Pleurodema diplolister</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola boliviana</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola mineira</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola murundu</i>	X		X	
<i>Pseudopaludicola mystacalis</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola saltica</i>	X	X	X	X
<i>Pseudopaludicola ternetzi</i>	X	X	X	X
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i>	X	X	X	X
Microhylidae				
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	X	X	X	X
<i>Chiasmocleis centralis</i>		X		
<i>Dermatonotus muelleri</i>	X	X	X	X
<i>Elachistocleis bicolor</i>	X	X	X	X
<i>Elachistocleis cesarii</i>	X		X	
<i>Elachistocleis matogrosso</i>	X			
<i>Elachistocleis ovalis</i>		X		
<i>Elachistocleis piauiensis</i>		X		
Odontophrynidae				
<i>Odontophrynus americanus</i>	X	X	X	X
<i>Odontophrynus cultripes</i>	X	X	X	X
<i>Odontophrynus monachus</i>	X			
<i>Odontophrynus moratoi</i>		X		
<i>Odontophrynus salvatori</i>	X	X		
<i>Proceratophrys boiei</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys concavumpanum</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys cururu</i>	X	X		
<i>Proceratophrys goyana</i>	X	X	X	X
<i>Proceratophrys moratoi</i>	X		X	

Lista de espécies do Cerrado	PTG	RANGE	ENM	D.C.
<i>Proceratophrys vielliardi</i>	X		X	
Phyllomedusidae				
<i>Phyllomedusa bahiana</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa distincta</i>		X	X	
<i>Phyllomedusa sauvagii</i>	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>		X		
<i>Pithecopus ayeaye</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus azureus</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus centralis</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>		X	X	
<i>Pithecopus megacephalus</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus nordestinus</i>	X	X	X	X
<i>Pithecopus oreades</i>	X	X	X	X
Pipidae				
<i>Pipa pipa</i>	X	X	X	X
Ranidae				
<i>Lithobates palmipes</i>	X	X	X	X

