



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA  
BIODIVERSIDADE**

**CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DOS ANUROS DA MATA ATLÂNTICA  
ASSOCIADAS AO RISCO DE EXTINÇÃO**

**AMANDA GOMES DOS ANJOS**

**ILHÉUS, BAHIA**

**2017**

**AMANDA GOMES DOS ANJOS**

**CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DOS ANUROS DA MATA ATLÂNTICA  
ASSOCIADAS AO RISCO DE EXTINÇÃO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, à Universidade Estadual de Santa Cruz.

Área de concentração: Ecologia

Orientador: Prof. Daniel Brito

**ILHÉUS, BAHIA**

**2017**

A599

Anjos, Amanda Gomes dos.

Características ecológicas dos anuros da Mata Atlântica associadas ao risco de extinção / Amanda Gomes dos Anjos. – Ilhéus, BA: UESC, 2017.

51f. : il.

Orientador: Daniel de Brito Candido da Silva.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Anfíbios – Mata Atlântica – Ecologia. 2. Animais em extinção. 3. Espécies. 4. Vida selvagem – Conservação. I. Título.

CDD 597.8

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela oportunidade e apoio durante a realização do curso de mestrado;

Ao Dr. Daniel Brito pela orientação;

Ao meu marido (Renan) por todo auxílio, desde a concepção da ideia deste trabalho ao seu desenvolvimento e conclusão;

À Dra. Ana Schilling e ao Dr. Pavel Dodonov pela dedicada atenção e conselhos durante a realização deste projeto.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	2
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	4
<b>MÉTODOS</b> .....	7
<b>Espécies e <i>Status</i> de conservação</b> .....	7
<b>Características ecológicas</b> .....	8
<b>Análises estatísticas</b> .....	9
<b>RESULTADOS</b> .....	11
<b>DISCUSSÃO</b> .....	13
<b>CONCLUSÕES</b> .....	22
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	23
<b>TABELAS</b> .....	29
<b>FIGURAS</b> .....	32
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR</b> .....	34

## **Características Ecológicas dos Anuros da Mata Atlântica Associadas ao Risco de Extinção**

AMANDA GOMES DOS ANJOS<sup>1\*</sup> E DANIEL BRITO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, km 16, CEP 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>2</sup> Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás. Avenida Esperança, CP 131, CEP 74001-970, Goiânia, Goiás, Brasil

\*corresponding author – e-mail: amandaanjos09@gmail.com

### **RESUMO**

As taxas de declínio e extinções em anfíbios anuros são consideradas as mais alarmantes comparadas aos demais vertebrados. A maior parte dos relatos de declínios provém da Mata Atlântica que atualmente possui apenas 1.62% de sua vegetação natural sob proteção integral. Entretanto, mesmo diante tamanha degradação, a Mata Atlântica ainda abriga uma grande diversidade de anuros. Considerando o alto grau de ameaça a este bioma e às espécies que nele ocorrem, o objetivo deste estudo foi identificar quais características ecológicas das espécies de anuros da Mata Atlântica podem estar associadas ao *status* de conservação das mesmas, de modo a compreender como estas características promovem a persistência das espécies frente aos distúrbios ambientais. Para cada espécie coletamos informações na literatura sobre o modo de desenvolvimento, modo alimentar larval, sítio de oviposição, hábitat larval, hábitat do adulto, tamanho corporal, tamanho da desova e distribuição altitudinal. O estado de

conservação dos anuros foi obtido a partir da Lista Nacional de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. A Mata Atlântica brasileira compreende 547 espécies de anuros conhecidas até o ano de 2015, das quais 406 possuem seu risco de extinção esclarecido. Apenas 295 espécies foram consideradas nas análises devido à disponibilidade das informações biológicas. Observamos que o tamanho da ninhada e a distribuição altitudinal são características fortemente relacionadas ao risco de extinção dos anuros. A maioria das espécies ameaçadas de extinção possui um pequeno tamanho da desova e se distribuem em áreas baixas ou altas. Ao passo que as espécies não ameaçadas de extinção possuem um maior tamanho da desova e se distribuem em áreas de altitudes intermediárias. Os demais traços biológicos não possuem associação com o *status* de conservação das espécies consideradas. Estudos que investigam características ecológicas determinantes do risco de extinção das espécies podem ser úteis para auxiliar ações de conservação, concentrando assim, esforços em espécies que são mais sensíveis às alterações ambientais, além de destacarem a importância da história natural e da ecologia dos organismos nas decisões de conservação.

**Palavras-chave:** Risco de extinção, traços biológicos, *status* de conservação, anfíbios, espécies ameaçadas.

## **ABSTRACT**

Decline rates and extinctions of amphibian anurans are considered the most alarming compared to the other vertebrates. Most reports of declines comes from Atlantic Forest which currently holds only 1.62% of natural vegetation under full protection. However, despite this degradation, the Atlantic Forest still shelters a great diversity of anurans. Considering the high degree of threat to this biome and the species that occur in it, the objective of this study was identify what ecological characteristics of anuran species of Atlantic Forest can be associated to this conservation status, in order to understand how

these characteristics promote the species persistence against the environmental disturbance. To each species, we collect information in the literature about the developmental mode, larval food mode, oviposition site, larval habitat, adult habitat, body size, clutch size and altitudinal distribution. The conservation status of anurans was obtained from the National List of Endangered Species of Wildlife. The Atlantic Forest comprise 547 anuran species known by the year 2015, in which 406 has the extinction risk defined. Only 295 species were considered in the analysis due to the availability of biological informations. We observed that the clutch size and the altitudinal distribution are characteristics strongly related to the extinction risk of anurans. The most threatened species has a little clutch size and are distributed in low or high areas. Whereas non-threatened species has a larger clutch size and are distributed in intermediate altitude areas. The others biological traits evaluated do not have association with the conservation status of the species considered. Studies that investigate ecological characteristics that determine the extinction risk of species can be useful to assist conservation actions, concentrating efforts to species most sensitive to environmental alterations, besides to highlighting the importance of natural history and the ecology of organisms in conservation decisions.

Key-words: extinction risk; biological traits; conservation status; amphibians; threatened species.

## INTRODUÇÃO

O declínio e extinções em anfíbios é uma questão que vêm sendo bastante discutida pela comunidade herpetológica (Stuart *et al.*, 2004). Desde o primeiro congresso mundial de herpetologia em 1989, os cientistas se depararam com a possibilidade de um declínio global deste grupo. Diante disto, a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) conduziu em 2003 a primeira avaliação global de anfíbios (GAA-Global Amphibian Assessment), a qual demonstrou que estes animais estavam muito mais ameaçados do que outros grupos de vertebrados como aves e mamíferos. Na época, 1.856 espécies de anfíbios de todo o globo se situavam em categorias de ameaça, o que equivalia a 32.5% das espécies descritas até aquele momento (Stuart *et al.*, 2004). Atualmente, 2.068 espécies estão ameaçadas de extinção, representando 31,6% das espécies conhecidas (IUCN 2016).

O Brasil ocupa uma posição proeminente no quadro mundial de diversidade de anfíbios anuros, são 1.039 espécies representadas por 20 famílias e 90 gêneros (Segalla *et al.*, 2016). Estes valores equivalem a 15.5% da diversidade global de anuros conhecida (6.683 espécies, Frost, 2016). No entanto, em escala nacional, 40 destas espécies estão ameaçadas de extinção, 21 se enquadram na categoria de Quase Ameaçadas e 152 espécies constituem a categoria Deficiente de Dados (Portaria MMA nº 444 de 17 de Dezembro de 2014).

Devido à intensa ameaça aos anuros, é notório um crescente esforço mundial para identificar quais são os fatores que contribuem com o declínio das populações e extinção das espécies (Wells, 2007). As principais causas de perda das espécies são de origem antrópica como a redução e fragmentação de habitat, super-exploração das espécies, poluição ambiental, invasão de espécies exóticas, alterações climáticas e

doenças infecciosas (Collins & Storfer 2003; Stuart *et al.*, 2004; IUCN 2016). Entretanto, diversos trabalhos sugerem que as características intrínsecas das espécies fazem com que elas respondam de forma distinta às estas ameaças (Davies *et al.*, 2000; Purvis *et al.*, 2000; Cardillo, 2003; Cardillo *et al.*, 2005, 2008). Deste modo, a vulnerabilidade das espécies à extinção não pode ser determinada apenas pela ação de fatores externos, mas também por fatores intrínsecos de cada espécie (Bennett & Owens, 1997), sendo estes cruciais para definir o quanto as espécies conseguem resistir às alterações do ambiente provocadas pelo homem.

Mesmo frente a uma ameaça de natureza e intensidade similar, a vulnerabilidade das espécies difere entre as famílias de anuros e o risco de extinção não está aleatoriamente distribuído entre as famílias. Algumas famílias possuem significativamente mais ou menos espécies ameaçadas do que outras, indicando que as características biológicas específicas das linhagens podem torná-las mais ou menos vulneráveis aos processos de ameaça (Stuart *et al.*, 2004; Bielby *et al.*, 2006). Deste modo, espécies sobreviventes às alterações ambientais devem compartilhar características que promovam a sua persistência, enquanto que as espécies não persistentes devem compartilhar diferentes características que as tornaram mais sensíveis às ameaças (Bielby *et al.*, 2006). Estudos recentes demonstraram algumas características espécie-específicas dos anuros que estão associadas ao maior risco de extinção, como área geográfica restrita, ocorrência em altas altitudes, especialização de habitat, baixa fecundidade, grande tamanho corporal e pequena capacidade de dispersão (Williams & Hero, 1998; Lips *et al.*, 2003; Murray & Hose, 2005; Bielby *et al.*, 2008).

A Mata Atlântica é historicamente marcada pela degradação e fragmentação de sua vegetação natural. As florestas foram substituídas pelas plantações, pastagens e áreas urbanizadas. Hoje, remanescentes da Mata Atlântica cobrem menos de 12% de sua

vegetação original e apenas 1.62% destes remanescentes estão sobre proteção por meio de Unidades de Conservação (Ribeiro *et al.*, 2009). Mesmo sendo intensamente fragmentada, estima-se que na Mata Atlântica existam aproximadamente 849 espécies de aves, 200 espécies de répteis, 270 de mamíferos e cerca de 350 espécies de peixes (MMA, 2016) e por isso é um bioma altamente prioritário para conservação da biodiversidade mundial. Segundo Silvano e Segalla (2005) a maior parte dos relatos de declínios em anuros no Brasil provém da Mata Atlântica. No entanto, este bioma ainda abriga uma elevada diversidade de espécies que precisam ser estudadas em todos os seus aspectos para que seja possível identificar quais fatores e processos podem estar associados ao seu risco de extinção.

Devido à variação nas características ecológicas e na história de vida, as respostas às alterações ambientais provocadas pelo homem e conseqüentemente o risco de extinção variam amplamente entre as espécies (Cardillo *et al.*, 2003; Lips *et al.*, 2003; Mace *et al.*, 2008; Isaac *et al.*, 2009). Diante disto, características ecológicas das espécies relacionadas ao risco de extinção tem sido um tema bastante debatido na literatura ecológica (Martins, 2011). Determinar quais características estão envolvidas com o maior ou menor risco de extinção das espécies é de extrema importância para sua preservação, pois mesmo que estas ainda não se encontram ameaçadas, podem apresentar características que as predispõem a isso e com base nestas características é possível prever do grau de sensibilidade destas espécies quando expostas a algum tipo de impacto (Rezende *et al.*, 2011).

A literatura propõe diversas características ambientais e biológicas das espécies importantes para prever a sua vulnerabilidade frente às ameaças antrópicas (Davies *et al.*, 2000; Cooper *et al.*, 2008; Rezende *et al.*, 2011). Entretanto, a compreensão sobre como os fatores externos e internos interagem determinando a vulnerabilidade à

extinção ainda é escassa (Anderson *et al.*, 2011). Referindo-se aos anuros, alguns trabalhos investigaram a relação entre as características ecológicas destes organismos com seu risco de extinção, porém estes estudos concentraram-se num pequeno e/ou moderado número de espécies e em áreas limitadas (Cooper *et al.*, 2008).

Considerando o alto grau de ameaça à Mata Atlântica e às espécies que nela ocorrem, a presente dissertação foi desenvolvida visando identificar quais características da história de vida dos anuros deste bioma podem estar associadas ao risco de extinção. Para isto testamos três hipóteses principais: (1) Anuros que apresentam um pequeno tamanho da desova possuem um maior risco de extinção, pois são menos capazes de compensar altas taxas de mortalidade e apresentam baixa recuperação da abundância populacional (Pimm *et al.*, 1988, 1991). (2) Espécies de maior tamanho corporal estão mais sujeitas à extinção porque geralmente apresentam baixa densidade populacional e altas taxas de exploração, como para fins alimentares (Cooper *et al.*, 2008). (3) Anuros que apresentam traços do modo reprodutivo diretamente associados à água estão mais vulneráveis à extinção porque enfrentam uma intensa predação de seus ovos e larvas, uma alta competição no estágio larval e um maior risco de dessecação de seus ambientes aquáticos (Duellman & Trueb 1986).

## MÉTODOS

### **Espécies e *Status* de conservação**

Construímos um banco de dados constituído de espécies de anuros descritas até Dezembro de 2015 com ocorrência na Mata Atlântica Brasileira a partir do Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia (Haddad *et al.*, 2013) e da plataforma Amphibia Web (2016).

O *status* de conservação das espécies foi obtido da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA nº 444, 2014), cujo método

de avaliação do risco de extinção das espécies está de acordo com as definições e critérios da IUCN. Foram consideradas neste trabalho as espécies que se enquadram nas categorias de ameaça: Menos Preocupante (LC), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR). As espécies classificadas como Deficiente de dados (DD), Extinta da Natureza (EW), Extinta (EX), Não Aplicável (NA) e Não Avaliada (NE) não foram incluídas nas análises. Consideramos as espécies categorizadas como Menos Preocupante (LC) e Quase Ameaçada (NT) como “espécies não ameaçadas”, enquanto que as espécies classificadas como Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR) como “espécies ameaçadas”.

### **Características Ecológicas**

Na escolha das características da história de vida das espécies tivemos o cuidado de evitar informações redundantes e por isso não fizemos o uso de variáveis ecológicas que já tinham sido utilizadas na determinação do *status* de conservação das espécies (e.g. extensão da distribuição geográfica e tamanho populacional). Para cada espécie de anuro da Mata Atlântica coletamos informações em artigos científicos, guias de campo e em base de dados na Internet sobre as seguintes características ecológicas:

1. Modo do desenvolvimento (MDS): (1) Desenvolvimento direto, (2) Desenvolvimento indireto;
2. Modo alimentar larval (MAL): (1) Endotrófico, (2) Exotrófico;
3. Sítio de oviposição (SOV): Ovos depositados em: (1) Diretamente na água, (2) Ninhos de bolhas flutuantes em água parada, (3) Ninhos de espuma na água, (4) Solo, sobre rochas ou em cavidades, (5) Arborícolas, (6) Ninhos de espuma no solo, (7) Bolsa dorsal da fêmea;

## 9 Características ecológicas e risco de extinção de anuros

4. Habitat larval primário (HLA): Ambiente no qual vivem as larvas até completarem a metamorfose: (1) Corpo d'água lântico, (2) Corpo d'água lótico, (3) Corpo d'água lântico e lótico, (4) Água acumulada em cavidades arbóreas, (5) Depressões com água no solo, rochas ou fendas de rochas, (6) Estômago da fêmea, (7) Dorso dos adultos, (8) Ninhos terrestres;

5. Hábito do adulto (HAD): Indica o modo de vida e o ambiente onde a espécie é frequentemente encontrada: (1) Terrícola, (2) Fossorial, (3) Reofílico, (4) Arborícola, (5) Fitotelmata, (6) Semi-aquático, (7) Aquático;

6. Tamanho da desova (TMD): Número de ovos por desova.

7. Tamanho do macho e fêmea (TMM, TMF): Indica o comprimento rostro-cloacal em milímetros do macho e fêmea de cada espécie.

8. Distribuição altitudinal (ALM): Indica a faixa altitudinal em metros de ocorrência da espécie.

No caso de haver mais de um valor para determinada característica da espécie optamos por utilizar a média dos valores. Normalizamos a distribuição das variáveis contínuas – Tamanho da desova, tamanho do macho/fêmea e distribuição altitudinal, através de transformações logarítmicas para base 10 e raiz quadrada respectivamente.

### **Análises Estatísticas**

A colinearidade entre as variáveis explanatórias pode levar á falta de confiabilidade nos parâmetros estimados pelas análises estatísticas (Zuur, 2009). Portanto verificamos a correlação entre as variáveis explanatórias contínuas por meio do Coeficiente de Correlação de Pearson. Devido à natureza binária da variável resposta “Espécies não ameaçadas” e “Espécies ameaçadas” e à distribuição não normal das

variáveis explanatórias contínuas analisamos os dados por meio de modelos lineares generalizados, especificando a distribuição binomial da variável resposta e a função de ligação logística para avaliar se há relação entre o *status* de conservação e as características quantitativas das espécies.

Para verificar se existe associação entre o *status* de conservação dos anuros e as características qualitativas realizamos testes de chi-quadrado de Pearson. Nesta última abordagem as espécies com desenvolvimento direto e indireto foram analisadas separadamente, pois as variáveis, Modo alimentar larval (MAL) e Hábitat larval primário (HLA) são aplicáveis somente para as espécies que possuem estágio de vida larval. Todas as análises foram conduzidas no ambiente computacional RStudio v.1.0.44.

Segundo Zurr e colaboradores (2009) e Gotelli e Ellison (2011), modelos log-lineares que utilizam distribuição de Poisson e função de ligação log são mais adequados para analisar a relação entre uma variável resposta qualitativa e múltiplas variáveis explanatórias qualitativas. Estes modelos podem avaliar se existe associação entre a variável resposta e cada nível de determinada variável categórica. Além disso, é plausível testar as possíveis interações entre as variáveis explanatórias categóricas e seus efeitos na variável resposta e esta é a nossa expectativa com as características qualitativas consideradas neste trabalho que podem exercer um efeito sinérgico no risco de extinção das espécies, pois a maioria destas características está associada ao modo de reprodução dos anuros. No entanto, diante da grande diversidade de sítios de oviposição, habitats larvais primários e hábitos de vida das espécies de anuros, estas variáveis categóricas apresentam muitos níveis (n=7, 8 e 7 respectivamente). Para que seja possível testar adequadamente, por meio de modelos log-lineares, se existe uma relação entre cada nível de uma variável explanatória categórica e a variável resposta se

faz necessário que estes níveis estejam bem representados. Entretanto, observamos que de uma maneira geral os níveis das características qualitativas em questão não estão similarmente representados. Por exemplo, o nível melhor representado do sítio de oviposição é o 1º: ovos depositados diretamente na água que conta com a representatividade de 178 espécies não ameaçadas e 15 espécies ameaçadas de extinção. Já o nível três: ovos depositados em ninhos de espuma na água, conta com 26 espécies não ameaçadas e duas ameaçadas de extinção.

Esta diferença na representatividade da variável resposta nos níveis das categorias pode resultar em maiores chances de se cometer o erro estatístico do tipo I, onde rejeitamos a hipótese nula quando na realidade esta é verdadeira. Por estes motivos não analisamos a relação entre o *status* de conservação e as características qualitativas através de modelos log-lineares, optando assim por uma análise mais conservadora como o teste de chi-quadrado de Pearson que verifica a independência entre a variável resposta e cada variável explanatória qualitativa singularmente (Gotelli & Ellison, 2011).

## **RESULTADOS**

A lista de anuros da Mata Atlântica brasileira compreende 547 espécies conhecidas até o ano de 2015 distribuídas em 17 famílias. Dentre elas, 351 espécies pertencem à categoria de ameaça Menos Preocupante (LC), 18 à categoria Quase Ameaçada (NT), 102 espécies à categoria Deficiente de Dados (DD), 39 à categoria Não Avaliada (NE), 10 espécies à categoria Em Perigo (EN), 11 à categoria Vulnerável (VU) e 16 espécies classificadas como Criticamente em Perigo (CR) (Tabela 1). Em relação ao modo do desenvolvimento, 410 espécies possuem desenvolvimento indireto – estágio de vida larval – e 68 espécies possuem desenvolvimento direto – filhotes

eclodem como miniaturas dos adultos. As demais 69 espécies não possuem seu modo de desenvolvimento esclarecido, destas espécies, sete estão ameaçadas de extinção - *Melanophryniscus setiba*, *Thoropa petropolitana*, *Aparasphenodon pomba*, *Bokermannohyla vulcaniae*, *Hypsiboas cymbalum*, *Crossodactylus lutzorum* e *Paratelmatobius lutzii*.

Sobre a colinearidade entre as características ecológicas quantitativas, o log do tamanho médio do macho possui uma forte correlação positiva com o log do tamanho médio da fêmea (n=295, Pearson's  $r=0.97$ ) e uma moderada correlação positiva com o log do tamanho médio da desova (n=86, Pearson's  $r=0.75$ ). O log do tamanho médio da fêmea também se demonstrou moderadamente correlacionado com o log do tamanho médio da desova (n=86, Pearson's  $r=0.72$ ). Sendo assim, não incluímos a variável tamanho médio da fêmea nas análises estatísticas. A variável altitude média de ocorrência das espécies não se correlaciona com as demais variáveis contínuas.

Das 406 espécies de anuros da Mata Atlântica que possuem seu risco de extinção esclarecido, somente 295 espécies puderam ser avaliadas quanto à relação entre o risco de extinção e suas características da história de vida (Apêndice S1). Isso se deve às lacunas do conhecimento associados à história natural e a ecologia dos organismos. Especificamente, a informação sobre o tamanho da desova é disponível para apenas 86 espécies, das quais nove estão ameaçadas de extinção. Portanto, diante dos diferentes tamanhos dos conjuntos de dados resolvemos modelar o *status* de conservação das espécies em função de cada característica ecológica quantitativa isoladamente (Tabela 2).

Com base nos modelos aditivos generalizados observamos que o *status* de conservação dos anuros da Mata Atlântica é fortemente associado com o log do

tamanho médio da desova (Tabela 2). Neste caso, a probabilidade de uma espécie estar ameaçada é maior quando esta apresenta um pequeno tamanho de desova (Figura 2A). Os anuros ameaçados de extinção possuem um número de ovos por desova variando entre 2 a 105 ovos (em log 0.6 a 4.6). Ao passo que os não ameaçados depositam de 3 a 5643 (em log 1 a 8.6) ovos por desova.

A raiz quadrada da altitude média de ocorrência também é significativamente relacionada com o *status* de conservação das espécies (Tabela 2). Tanto as espécies ameaçadas de extinção quanto as não ameaçadas ocorrem ao longo de um gradiente de altitude que varia entre zero a 2.200 metros (em raiz quadrada 0 a 46 metros). No entanto, as espécies ameaçadas se distribuem homogeneamente ao longo de todo gradiente de altitude, ao passo que a maioria das espécies não ameaçadas ocorrem em uma faixa de altitude intermediária, entre aproximadamente 600 a 1000 metros. O modelo demonstra que a probabilidade de uma espécie estar ameaçada é maior em altitudes muito baixas e muito altas (Figura 2B). O log do tamanho médio do macho não está associado ao risco de extinção dos anuros da Mata Atlântica (Tabela 2).

Os testes de chi-quadrado de Pearson demonstraram que não há associação entre o *status* de conservação e as características qualitativas das espécies de anuros consideradas neste trabalho (Tabela 3).

## **DISCUSSÃO**

Estudos com foco em anfíbios anuros indicam que características da história de vida como área geográfica restrita, ocorrência em altas altitudes, especialização de habitat, baixa fecundidade, grande tamanho corporal e pequena capacidade de dispersão podem tornar as espécies mais vulneráveis aos fatores de ameaças, resultando assim, em um maior risco de extinção das mesmas (Lips *et al.*, 2003; Hero *et al.*, 2005). O

presente estudo investigou como determinados traços biológicos dos anuros da Mata Atlântica brasileira podem lhes conferir um maior risco de extinção. Aqui observamos uma associação entre o tamanho médio da desova e o risco de extinção das espécies. Anuros classificados em categorias mais graves de ameaça (EN, VU, CR) apresentam um pequeno número de ovos por desova variando entre dois a 105 ovos ( $n=9$ ). Em contraste, as espécies não ameaçadas de extinção desovam entre três a 5.643 ovos ( $n=77$ ).

O tamanho da ninhada pode ser considerado como um indicador da fecundidade potencial em vida de um organismo (Hero *et al.*, 2005). Tal fecundidade exerce forte influência sobre a taxa de reprodução líquida de um indivíduo - denominada de capacidade intrínseca de crescimento,  $r$  - (Hero *et al.*, 2005). Pimm e colaboradores (1988) argumentam que espécies com baixa taxa intrínseca de crescimento possuem um maior risco de extinção porque se recuperam lentamente de reduções na densidade populacional, aumentando assim as chances de extinção decorrentes de eventos catastróficos e estocásticos.

Estudos sobre viabilidade populacional demonstram que há uma forte relação entre a resiliência de uma população e o tamanho da ninhada de seus indivíduos. Esta resiliência é definida como a taxa com que a densidade populacional retorna ao equilíbrio quando este é rompido por uma perturbação (Pimm, 1991). Deste modo, o pequeno tamanho da ninhada pode contribuir também com uma redução na resiliência populacional, tornando essas espécies mais vulneráveis às ameaças antropogênicas que levam aos declínios populacionais e extinção. Além disso, o recrutamento também é limitado pelo pequeno tamanho da ninhada. Espécies com baixa fecundidade podem responder lentamente às melhorias nas condições ambientais, enquanto que espécies com alta fecundidade reagem rapidamente às melhorias nas condições porque possuem

um acelerado recrutamento (Hero *et al.*, 2005).

Hero e colaboradores (2005) também observaram uma forte relação entre o tamanho da ninhada e o risco de extinção de 60 espécies de anfíbios anuros que ocorrem em áreas montanhosas no Leste da Austrália. Em seu trabalho, a probabilidade de declínio das espécies aumenta à medida com que o tamanho da ninhada diminui. Todas as espécies em declínio populacional analisadas possuem um tamanho de ninhada inferior a 100 ovos por desova. A partir de uma abordagem diferenciada, Williams e Hero (1998) investigaram se espécies de anuros em declínio provenientes de regiões tropicais úmidas da Austrália formam guildas ecológicas distintas das espécies demograficamente estáveis. Os autores observaram que as espécies com declínio populacional apresentavam baixa fecundidade, especialização em florestas tropicais altas e riachos como hábitat reprodutivo.

A hipótese sobre a baixa fecundidade estar relacionada com o risco de extinção das espécies também foi testada para um conjunto de dados contendo 527 espécies de anuros que representam 32 famílias distribuídas em todos os continentes (Cooper *et al.*, 2008). Neste não encontraram uma associação entre o tamanho da ninhada e o risco de extinção das espécies. A diferença entre os resultados de Cooper e colaboradores (2008) e dos estudos anteriormente citados pode ser decorrente da influência de padrões regionais, uma vez que os outros estudos analisaram espécies em determinadas regiões australianas e nós apenas espécies que ocorrem na Mata Atlântica brasileira. Outro fator a ser considerado é a não independência filogenética dos dados, uma vez que determinadas características da história de vida são conservadas entre espécies mais aparentadas. No entanto, este fator é controlado somente nos trabalhos de Hero e colaboradores 2005 e Cooper e colaboradores 2008.

Nossos resultados demonstram que existe uma forte relação entre o *status* de conservação e a média da distribuição altitudinal das espécies, porém não é possível observar um padrão distinto entre as espécies ameaçadas e não ameaçadas de extinção em relação à distribuição altitudinal, pois ambas as categorias ocorrem ao longo de todo gradiente de altitude considerado. No entanto, devido à ocorrência da maioria das espécies não ameaçadas ser em faixas intermediárias de altitude (600 a 1000 metros), o modelo indica que a maior probabilidade das espécies estarem ameaçadas é em altitudes muito baixas e em altitudes muito elevadas (Figura 2B). O baixo valor do coeficiente de determinação do modelo ( $R^2=0.008$ ) sugere que a associação entre o *status* de conservação e a média da distribuição altitudinal das espécies é bastante indireta. Este resultado é apoiado pela revisão desenvolvida por Morrison e Hero (2003) que discorre sobre como a distribuição altitudinal e latitudinal influenciam as características da história de vida dos anfíbios e, portanto indiretamente o risco de extinção.

Nesta revisão, Morrison e Hero (2003) apontam que baixas temperaturas ambientais estão associadas às altitudes mais elevadas. Fatores como pluviosidade e temperatura influenciam na disponibilidade de alimentos, conseqüentemente afetam o estado nutricional das fêmeas e o tamanho da sua ninhada. Além do estado nutricional, interações ecológicas como a competição e a predação podem influenciar o tamanho corporal das fêmeas e por conseqüência o tamanho da desova (Morrison & Hero, 2003). Fêmeas de altas altitudes geralmente são maiores do que aquelas que vivem em baixas altitudes, devido principalmente à menor competição entre recursos alimentares e à menor pressão de predação. Sendo estas fêmeas maiores tendem a produzir um maior tamanho de ninhada e por isso um menor risco de extinção (Morrison & Hero, 2003). Entretanto, estudos acerca dos efeitos da altitude sobre o tamanho da ninhada dos anfíbios são bastante contraditórios, sugerindo que não há um padrão claro global sobre

tal relação.

Alguns estudos observaram uma forte relação positiva entre o tamanho da ninhada e a distribuição altitudinal de espécies de anuros (Pettus & Angleton, 1967; Berven, 1982a; Cummins, 1986). Já outros demonstraram que não há relação entre o tamanho da ninhada e a distribuição altitudinal das espécies (Licht, 1975; Ryser, 1996; Morisson & Hero, 2002). Mesmo naqueles estudos em que é observada uma associação entre o tamanho da ninhada e a ocorrência altitudinal, não é notado uma diferença no tamanho corporal das fêmeas em função da altitude de ocorrência. Aqui, encontramos uma moderada correlação positiva entre o tamanho corporal da fêmea e o tamanho da ninhada, porém, ambas as características não se demonstraram relacionadas com a média da distribuição altitudinal.

A maior probabilidade das espécies estarem ameaçadas também em altitudes muito baixas é bastante compreensível, tendo em vista que a perda e degradação do habitat devido à urbanização geralmente são mais intensas em áreas baixas. A Mata Atlântica foi reduzida em aproximadamente 12% de sua vegetação original (Ribeiro *et al.*, 2009), sendo que seus poucos remanescentes intactos ou de baixa perturbação estão frequentemente em áreas acidentadas, cujas condições ambientais são menos propícias para atividades agropecuárias e o acesso é particularmente difícil para ocupação humana (Ribeiro *et al.*, 2009; Saito, 2013). Em resumo, a forte e indireta relação observada entre o *status* de conservação das espécies e a média da ocorrência altitudinal pode ser decorrente da influência da altitude sobre outros atributos das espécies que não foram avaliados neste trabalho, mas que potencialmente afetam o risco de extinção das mesmas, como a duração do período reprodutivo, o número de desovas por ano e o desenvolvimento, crescimento e maturação sexual das espécies (Morisson & Hero, 2003).

A associação entre o tamanho corporal das espécies de anuros e o risco de extinção tem sido observada em alguns trabalhos, onde espécies maiores possuem um maior risco de extinção (Wiiliams & Hero, 1998; Lips *et al.*, 2003). Porém pouco se conhece sobre porque o maior tamanho corporal confere menor proteção às espécies (Cardillo, 2003). Espécies pequenas podem utilizar uma maior variedade de micro habitats e por isso, mesmo em ambientes perturbados, estas espécies podem persistir nas áreas abrigando-se em microambientes ainda disponíveis e geralmente são alvos menos prováveis de caça humana. Na Ásia a exploração de anuros para fins alimentares é voltada para grandes espécies, como as que constituem a família Ranidae (Cooper *et al.*, 2008). Além disso, pequenas espécies podem representar um item de presa menos comum para predadores (Cardillo, 2003).

O maior tamanho corporal também está associado com outras características da história de vida que conferem às espécies de mamíferos e aves, por exemplo, uma maior vulnerabilidade à extinção, como uma menor densidade populacional, baixas taxas reprodutivas, maior requerimento energético entre outras (Gaston & Blackburn, 1995; Cardillo, 2003). Em contrapartida, espécies maiores tendem a possuir uma maior mobilidade, o que lhes confere maior capacidade de dispersão e colonização de áreas mais adequadas para sobrevivência e conseqüentemente apresentam uma maior distribuição geográfica (Murray *et al.*, 1998). Espécies com distribuição geográfica mais restrita são mais vulneráveis a extinção porque estão mais expostas a processos de ameaça que afetam uma porção substancial de sua pequena extensão geográfica, podendo causar um intenso declínio populacional (Cooper *et al.*, 2008).

A relação entre o risco de extinção e o tamanho corporal das espécies é bastante complexa e necessita de uma investigação mais detalhada sobre como esta característica pode tornar os organismos mais vulneráveis às ameaças antropogênicas. Aqui, o

tamanho corporal dos machos foi uma característica não relacionada ao risco de extinção. As espécies ameaçadas de extinção possuem em média CRC (Comprimento rostro-cloacal) de 28.09 mm e as espécies não ameaçadas apresentam em média 36.09 mm.

Os anuros são os únicos vertebrados que possuem diversas formas de reprodução (Wells, 2007). A classificação do modo reprodutivo das espécies é resultado de uma combinação de traços biológicos como, sítio de oviposição, características dos ovos, padrões do desenvolvimento dos ovos e larvas e tipo do cuidado parental quando presente (Haddad & Prado, 2005). Neste trabalho, detalhamos o modo reprodutivo das espécies para compreendermos se alguma característica específica do modo está relacionada ao risco de extinção, dessa forma demonstrando qual traço biológico do modo reprodutivo pode tornar os anuros mais vulneráveis às ameaças. Além disso, também verificamos se o hábito dos adultos pode estar associado ao *status* de ameaça das espécies.

A associação entre o *status* de conservação e as características relacionadas ao modo de reprodução vem sendo paulatinamente investigada em estudos com anfíbios anuros (Richards *et al.*, 1993; Williams & Hero, 1998, Hero *et al.*, 2001; Lips *et al.*, 2003; Morrison & Hero, 2004). Especificamente, sítios de oviposição associados a ambientes aquáticos são considerados por muitos autores como a forma mais ancestral de oviposição em anuros e que a evolução do modo reprodutivo é direcionada para formas de reprodução terrestre (Wells, 2007). A explicação mais comum para este cenário é de que a oviposição não aquática anula algumas pressões ambientais como a intensa predação de larvas por predadores aquáticos. Esta vantagem é mais acentuada para espécies com desenvolvimento direto que eliminam completamente o estágio de vida larval (Wells, 2007).

Alguns trabalhos demonstram outros benefícios da oviposição não aquática como a redução da competição larval (Lutz, 1947; Martin, 1967; Crump, 1974; Duellman & Trueb 1986), do risco de dessecação em poças temporárias (Lee, 1967; Crump, 1974; McDiarmid, 1978; Duellman & Trueb, 1986) e do risco decorrente de baixos níveis de oxigênio em lagoas (Van Dijk, 1971). Entretanto, anuros com oviposição não aquática também estão expostos a pressões ambientais que são distintas daquelas que afetam espécies com oviposição diretamente na água. Sítios de oviposição terrestres e arborícolas possuem desvantagens, como a intensidade de predação por uma variedade de predadores incluindo cobras, aranhas, insetos entre outros artrópodes, onde a sobrevivência da ninhada é geralmente garantida se estiver ligada ao cuidado parental, como é frequentemente observado em formas de oviposição deste tipo (Wells, 2007). Além disso, a alta taxa de perda de água por evaporação é provavelmente a restrição mais importante para o desenvolvimento bem sucedido de ovos depositados em ambientes não aquáticos e por isso as adaptações para estas formas de oviposição incluem geralmente a escolha de substratos úmidos para oviposição, deposição de ovos em locais abrigados e cuidado parental para com os ovos (Martin & Cooper, 1972; Mitchell, 2001 e 2002).

Neste trabalho, os altos valores de probabilidades associados aos valores de  $X^2$  calculados pelos testes de chi-quadrado demonstram que não há relação entre o *status* de conservação e as características do modo reprodutivo das espécies (Tabela 2). Hero e colaboradores (2005) observaram uma forte relação entre o declínio de anuros australianos e o estágio larval em ambientes aquáticos, onde em meio a 21 espécies em declínio analisadas, 20 possuem o estágio larval em ambientes aquáticos, sugerindo que o agente causal de declínios populacionais no leste da Austrália raramente afeta anuros com desenvolvimento larval terrestre.

Em seu trabalho com declínio de anfíbios na América Central, Lips e colaboradores (2003) calcularam um índice de vida aquática, no qual as espécies foram classificadas como: (1) Terrestres; (2) de lagoas e riachos; (3) exclusivamente de riachos; sendo esta última classificação fortemente relacionada com elevados declínios populacionais. De maneira contrária, algumas populações de espécies associadas a riachos, porém com oviposição terrestre e desenvolvimento direto nas regiões Sul e Central da América sofreram alto declínio populacional (Pounds, 1991). Espécies com características reprodutivas relacionadas a ambientes terrestres podem ser mais vulneráveis às rápidas mudanças nos padrões de precipitação anual, o que pode causar alta mortalidade na fase juvenil, tendo em vista que mesmo que a deposição de ovos seja realizada em ambientes terrestres, a umidade destes locais é um fator importante para o desenvolvimento e crescimento das larvas (Pounds & Crump, 1994).

A relação entre o hábito dos adultos e o *status* de ameaça também foi investigada. Esperávamos que espécies que apresentam uma maior especialização de habitat como fitotelmatas e arborícolas fossem mais vulneráveis a extinção, pois o intenso desmatamento da Mata Atlântica reduz drasticamente os ambientes que se adequam aos requerimentos destas espécies. No entanto, tanto as espécies ameaçadas de extinção quanto as não ameaçadas apresentam em sua maioria hábito terrícola e arborícola, indicando que não há um hábito específico dos adultos que esteja mais associado a um maior risco de extinção.

Por fim, os resultados gerados neste trabalho não demonstram a causa do risco de extinção das espécies de anuros analisadas, mas indicam que algumas características ecológicas podem torná-las mais vulneráveis às ameaças, como o pequeno tamanho da desova e extremas distribuições altitudinais. Das 547 espécies descritas até o ano de 2015, 102 são listadas como Deficiente de Dados pela Lista Nacional Oficial de

Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Esta realidade realça a grande necessidade de informações básicas acerca da história natural para uma grande proporção de espécies que ocorrem na Mata Atlântica, como o conhecimento do nicho ecológico das espécies e o estado das populações, para que seja possível maximizar a utilidade e precisão dos modelos com a inclusão de informações mais detalhadas, fortalecendo assim a veracidade das características ecológicas e dos *status* de conservação das espécies a serem avaliadas.

## CONCLUSÕES

No presente estudo investigamos as relações entre o *status* de conservação e as características ecológicas de uma grande proporção de anuros da Mata Atlântica brasileira, fornecendo informações para compreendermos como determinadas características espécies-específicas contribuem com a maior vulnerabilidade das espécies ao risco de extinção. Apesar da deficiência de informações quanto à ecologia dos anuros no bioma avaliado observamos que comparado às espécies não ameaçadas de extinção, as espécies ameaçadas possuem um pequeno tamanho da ninhada e em sua maioria ocorrem em níveis extremos de altitude. A determinação de características ecológicas que tornam as espécies mais ameaçadas de extinção pode em um futuro próximo auxiliar as decisões quanto à classificação do *status* de conservação das espécies (Butchart *et al.*, 2006 e 2007). Dessa forma, oferecendo uma alternativa útil para concentrar esforços de conservação em espécies que são mais sensíveis às ameaças causadas pelo homem.

## REFERÊNCIAS

- AmphibiaWeb 2016. Information on amphibian biology and conservation. [web application]. Berkeley, California. Disponível em: <amphibiaweb.org/>. Acesso em: 25/01/2017.
- Anderson, S. C., Farmer, R. G., Ferretti, F., Houde, A. L. S., & Hutchings, J. A. (2011) Correlates of vertebrate extinction risk in Canada. *BioSci.* **61**(7), 538 – 549.
- Bennett, P. M. & Owens, I. P. F. (1997) Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **264**, 401 – 408.
- Berven, K. A. (1982a) The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits. *Evolution* **36**, 962–983.
- Bielby, J., Cunningham, A. A. & Purvis, A. (2006) Taxonomic selectivity in amphibians: ignorance, geography or biology? *Animal Conservation* **9**, 135 – 143.
- Bielby, J., Cooper, N., Cunningham, A. A., Garner, T. W. J. & Purvis, A. (2008) Predicting susceptibility to future declines in the world's frogs. *Conservation Letters* **1**, 82 – 90.
- Butchart, S. H. M., Akcakaya, H. R., Kennedy, E. & Hilton-Taylor C. (2006) Biodiversity Indicators Based on Trends in Conservation Status: Strengths of the IUCN Red List Index. *Conservation Biology* **20**, 579–581.
- Butchart, S. H. M., Akcakaya, H. R., Chanson, J., Baillie, J. E. M., Collen, B., Quader, S., Turner W. R. *et al.* (2007) Improvements to the Red List Index. *PLoS One* **2**, 140.
- Cardillo, M. (2003) Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* **6**, 63–69.

Cardillo, M., Mace, M. G., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Wes Sechrest, Orme, C. D. L. & Purvis, A. (2005) Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science* **309**.

Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J. & Purvis, A. (2008) The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **275**, 1441 – 1448.

Collins, J. P. & Storer, A. (2003) Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* **9**, 89–98.

Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G. H. & Purvis, A. (2008) Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography* **17**, 211–221.

Cummins, C. P. (1986) Temporal and spatial variation in egg size and fecundity in *Rana temporaria*. *J. Anim. Ecol.* **55**, 303 – 316.

Crump, M. L. (1974) Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* **61**, 1– 68.

Davies, K., Margules, C. & Lawrence, A. (2000) Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* **81**(5), 1450 – 1461.

Duellman, W. E. & Trueb, L. (1986) Biology of amphibians. *New York: McGraw-Hill*.

Duellman, W. E. (1989) Alternative life-history styles in anuran amphibians: evolutionary and ecological implications. In Alternative life-history styles of animals, 101 – 126. Bruton, M. N. Ed. *Dordrecht: Kluwer Academic Publishers*.

Frost, D. R. Amphibian Species of the World, an Online Reference. Versão 6.0. New York: American Museum of Natural History. Disponível em:

<<http://www.research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/index.php>>. Acesso em: Outubro de 2016.

Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1995) Birds, body size and the threat of extinction. *Phil. Trans. R. Soc. of Lond. B* **347**, 205–212.

Gotelli, N. J. & Elisson, A. M. (2011) Princípios de Estatística em Ecologia. Editora *Artmed*, São Paulo.

Green, D. M. (2003) The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biol. Conserv.* **111**, 331–343.

Haddad, C. F. B. & Prado, P. A. (2005) Reproductive Modes in Frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* **55**(3).

Haddad, C. F. B., Toledo, L. F., Prado, C. P. A., Loebmann, D., Gasparine, J. L. & Sazima, I. (2013) Guide to the amphibians of the Atlantic Forest: diversity and biology. *Anolisbooks*, São Paulo.

Hero, J.-M., Williams, S. E. & Magnusson, W. E. (2005) Ecological traits of declining amphibians in upland areas of Eastern Australia. *J. Zool.* **267**, 221–232.

Isaac, J. L., Vanderwal, J., Johnson, C. N. & Williams, S. E. (2009) Resistance and resilience: quantifying relative extinction risk in a diverse assemblage of Australian Tropical Rainforest vertebrates. *Diversity and Distributions* **15**, 280–288.

Lewinsohn, T. M., & Prado, P. I. (2005) How many species are there in Brazil? *Conserv. Biol.* **19**(3), 619–624.

Lips, K. R., Reeve, J. D. & Witters, L. R. (2003) Ecological Traits Predicting Amphibian Population Declines in Central America. *Conserv. Biol.* **17**, 1078–1088.

Licht, L. E. (1975) Comparative life history features of the western spotted frog, *Rana pretiosa*, from low and high elevation populations. *Can. J. Zool.* **53**, 1254–1258.

Lutz, B. (1947) Trends toward non-aquatic and direct development in frogs. *Copeia* **1947**, 242–52

Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S. N. (2008) Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conserv. Biol.* **22**(6), 1424–1442.

Martin, A. A. (1967) Australian anuran life histories: some evolutionary and ecological aspects. In Australian inland Waters and their fauna. Ed. A. H. Weatherly 175–91. Canberra: Australian National University Press.

Martin, A. A., & Cooper, A. K. (1972) The ecology of terrestrial anuran eggs, genus *Crinia* (Leptodactylidae). *Copeia* **1972**, 162–68.

Martins, T. K. (2011) Determinantes ecológicos do risco de extinção: abundância local, amplitude de nicho, capacidade de dispersão e a resposta das espécies de pequenos mamíferos à fragmentação florestal no Planalto Atlântico Paulista. Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

McDiarmid, R. W. (1978) Evolution of parental care in frogs. In The development of behavior: Comparative and evolutionary aspects. Ed. G. M. Burghardt and M. Beckoff, 127–47, New York, Garland.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Biomas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>>. Acesso em: Outubro de 2016.

Mitchell, N. J. (2001) Males call more from wetter nests: effects of substrate water potential on reproductive behaviours of terrestrial toadlets. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* **268**, 87–93.

Mitchell, N. J. (2002a) Low tolerance of embryonic desiccation in the terrestrial nesting frog *Bryobatrachus nimbus* (Anura: Myobatrachinae). *Copeia* **2002**, 364–73.

Morrison, C. & Hero, J. - M. (2002) Geographic variation in life history characteristics of amphibians in mid-eastern Australia: reproductive traits. Proceedings of the Frogs in the Community Symposium. Ed. A. Natrass 52–61. Environment Australia Canberra.

Morrison, C., Hero, J. - M. (2003) Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *J. Anim. Ecol.* **72**, 270 – 279.

Murray, B. R., Fonseca, C. R. & Westoby, M. (1998) The macroecology of Australian frogs. *J. Anim. Ecol.* **67**, 567 – 579.

Murray, B. R. & Hose, G. C. (2005) Life-history and ecological correlates of decline and extinction in the endemic Australian frog fauna. *Austral Ecology* **30**, 564–571.

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

Pettus, D. & Angleton, G. M. (1967) Comparative reproductive biology of montane and piedmont chorus frogs. *Evolution* **21**, 500–507.

Pimm, S. L., Jones, L. & Diamond, J. (1988) On the risk of extinction. *The American Naturalist* **132**(6).

Pimm, S. L. (1991) *The Balance of Nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. University of Chicago Press.*

Pounds, J. A. (1991) Amphibians lost in sinking ark. *BBC Wildlife* 131, 813–817.

Pounds, J. A. & Crump, M. L. (1994) Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conserv. Biol.* **8**, 72–85.

Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G. & Mace, G. M. (2000) Predicting extinction risk in declining species. *Proc. Roy. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **267**, 1947–1952.

Prado, C. P. A. & Haddad, C. F. B. (2005) Size-fecundity relationships and reproductive investment in female grogs in the Pantanal, South-Western Brazil. *Herpetological Journal* **15**, 181 – 189.

Rezende, N., Figueiredo, M. S. L. & Grelle, C. E. V. (2011) Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Oecologia Australis* **15**(2), 275 – 290.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* **142**, 1141–1153.

Richards, S. J., McDonald, K. R. & Alford, R. A. (1993) Declines in populations of Australia's endemic tropical rainforest frogs. *Pac. Conserv. Biol.* **1**, 66–76.

Ryser, J. (1996) Comparative life histories of a low and a high elevation population of the common frog *Rana temporaria*. *Amphibia Reptilia* **17**, 183–195.

Saito, E. N. (2013) Características ecológicas dos anuros Ameaçados de extinção na floresta atlântica Subtropical do Brasil. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina.

Segallal, M. V., Caramaschi, U., Cruz, C. A. G., Grant, T., Haddad, C. F. B., Langone, J. A., Garcia, P. C. A. Berneck, B. V. M. & Langone, J. A. (2016) Brazilian Amphibians: List of Species. *Herpetologia Brasileira* **5**(2).

Silvano, D. L. & Segalla, M. S. (2005) Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade* **1**.

Stuart, S. M., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. & Waller, R. W. (2004) Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* **306**.

Van Dijk, D. E. (1971) Anuran ecology in relation particularly to oviposition and development out of water. *Zool. Afr.* **6**, 119–32.

Wells, K. D. (2007) The Ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Williams, S. E. & Hero, J. - M. (1998) Rainforest frogs of the Australian Wet Tropics: guild classification and the ecological similarity of declining species. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* **265**, 597 – 602.

Zuur, AL. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009) Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.

## **TABLES**

**Tabela 1.** Lista de anuros com desenvolvimento direto e indireto ameaçados de extinção na Mata Atlântica brasileira.

---

<b>Anuros com desenvolvimento direto</b>	
<b>Família/Espécies</b>	<b>Status de conservação</b>
<b>Brachycephalidae</b>	

---

<i>Brachycephalus pernix</i> Pombal, Wistuba e Bornschein, 1998	CR
<i>Ischnocnema manezinho</i> (Garcia, 1996)	VU
<b>Craugastoridae</b>	
<i>Holoaden bradei</i> Lutz, 1958	CR
<i>Holoaden luederwaldti</i> Miranda-Ribeiro, 1920	EM
<b>Eleutherodactylidae</b>	
<i>Adelopyrne maranguapensis</i> Hoogmoed, Borges e Cascon, 1994	VU

---

**Anuros com desenvolvimento indireto**


---

<b>Família/Espécies</b>	<b>Status de Conservação</b>
<b>Aromobatidae</b>	
<i>Allobates olfersioides</i> (Lutz, 1925)	VU
<b>Bufonidae</b>	
<i>Melanophryniscus dorsalis</i> (Mertens, 1933)	VU
<i>Melanophryniscus admirabilis</i> Di-Bernardo, Maneyro e Grillo, 2006	CR
<i>Melanophryniscus cambaraensis</i> Braun e Braun, 1970	VU
<i>Melanophryniscus macrogranulosus</i> Braun, 1973	EM
<b>Cycloramphidae</b>	
<i>Cycloramphus diringshofeni</i> Bokermann, 1957	CR
<i>Cycloramphus faustoi</i> Brasileiro, Haddad, Sawaya e Sazima, 2007	CR
<i>Cycloramphus ohausi</i> (Wandolleck, 1907)	EM
<b>Hylidae</b>	
<i>Hypsiboas curupi</i> Garcia, Faivovich e Haddad, 2007	VU
<i>Hypsiboas semiguttatus</i> (Lutz, 1925)	EM
<i>Phyllodytes gyrinaethes</i> Peixoto, Caramaschi e Freire, 2003	CR
<i>Ololygon alcatraz</i> (Lutz, 1973)	CR
<i>Ololygon faivovichii</i> Brasileiro, Oyamaguchi e Haddad, 2007	VU
<i>Ololygon peixotoi</i> Brasileiro, Haddad, Sawaya, e Martins, 2007	CR
<i>Scinax duartei</i> (Lutz, 1951)	VU
<i>Xenohyla truncata</i> (Izecksohn, 1959)	EM
<i>Agalychnis granulosa</i> (Cruz, 1989)	VU
<b>Hylodidae</b>	

<i>Crossodactylus dantei</i> Carcerelli e Caramaschi, 1993	EM
<b>Leptodactylidae</b>	
<i>Physalaemus caete</i> Pombal e Madureira, 1997	EM
<i>Physalaemus soaresi</i> Izecksohn, 1965	CR
<i>Physalaemus maximus</i> Feio, Pombal e Caramashi, 1999	VU
<b>Microhylidae</b>	
<i>Chiasmocleis alagoana</i> Cruz, Caramaschi e Freire, 199	EM
<b>Odontophrynidae</b>	
<i>Proceratophrys moratoi</i> Jim e Caramaschi, 1980	EM
<i>Proceratophrys sanctaritae</i> Cruz e Napoli, 2010	CR

**Tabela 2.** Modelos aditivos generalizados associando o *status* de conservação com as características das espécies de desenvolvimento direto e indireto.

Variável	N	g.l	R <sup>2</sup>	P
Log tamanho médio da desova	86	1	0.11	0.0057
Log tamanho médio do macho	295	2	0.034	0.0744
Sqrt altitude média de ocorrência	295	1	0.008	0.0221

gl., graus de liberdade

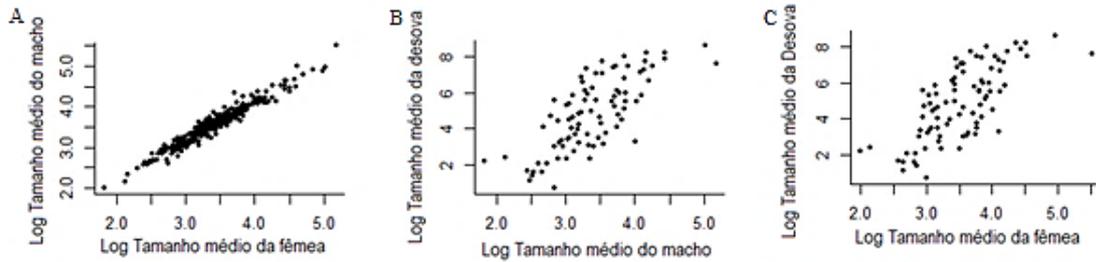
**Tabela 3.** Testes de chi-quadrado de Pearson comparando o *status* de conservação das espécies com as características ecológicas qualitativas.

<b>Espécies com desenvolvimento indireto</b>				
Variável	N	X <sup>2</sup>	g.l	P
Sítio de oviposição	279	3.65	5	0.60
Modo Alimentar Larval	279	0.41	1	0.51
Hábitat larval	279	3.58	5	0.61
Hábito do adulto	279	1.92	6	0.92
<b>Espécies com desenvolvimento direto</b>				
Sítio de oviposição	49	1.33	2	0.51

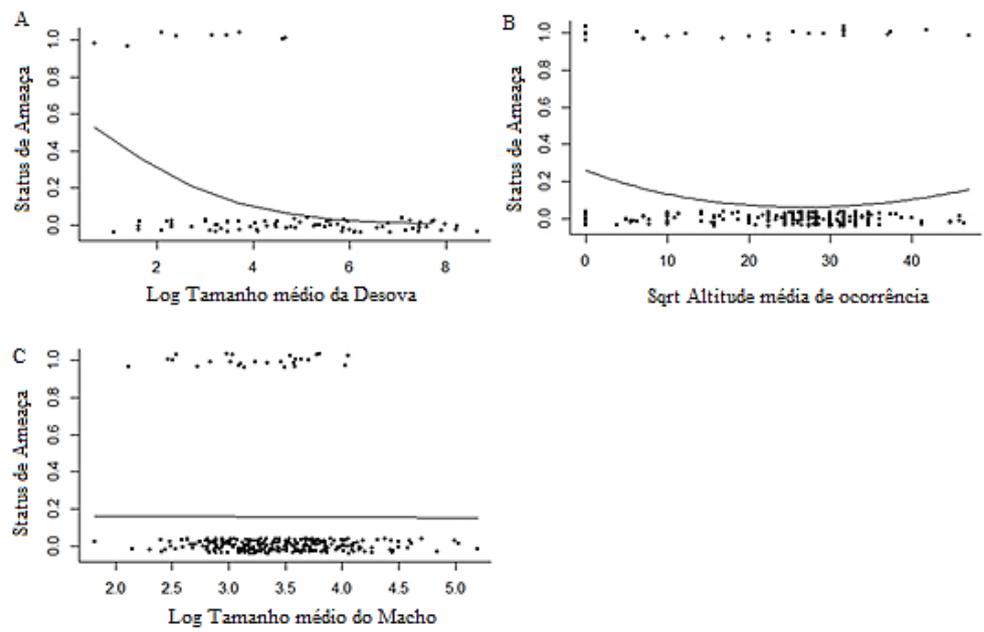
Hábito do adulto	49	2.76	3	0.42
------------------	----	------	---	------

gl., graus de liberdade

**FIGURAS**



**Figura 1.** Análise de Colinearidade entre as variáveis tamanho médio do macho, tamanho médio da fêmea e tamanho médio da desova.



**Figura 2.** Saída gráfica dos modelos mostrando a relação entre o *status* de ameaça e os traços ecológicos dos anuros. Eixo Y: 0= Espécies não ameaçadas, 1=Espécies ameaçadas. Curva suavizada: probabilidade das espécies estarem ameaçadas em determinado valor da variável explanatória



**MATERIAL SUPLEMENTAR****Apêndice S1.** Características ecológicas quantitativas das espécies de anuros analisadas.

TMM: Tamanho médio do macho (mm); TMF: Tamanho médio da fêmea (mm); TMD: Tamanho médio da desova; ALM: Altitude média de ocorrência (m); Status, LC: Pouco preocupante; NT: Quase Ameaçada; VU: Vulnerável; EM: Em perigo; CR: Criticamente em Perigo; Ref. TMD: Referência do tamanho da desova.

<b>Família/Espécies</b>	<b>TMM</b>	<b>TMF</b>	<b>TMD</b>	<b>ALM</b>	<b>Status</b>	<b>Ref. TMD</b>
<b>Alsodidae</b>						
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	47.50	52.00	400.00	600	LC	Segalla & Langone (2004)
<b>Aromobatidae</b>						
<i>Allobates olfersioides</i>	8.30	8.55	11.00	500	VU	Verdade & Rodrigues (2007)
<b>Brachycephalidae</b>						
<i>Brachycephalus alipioi</i>	6.15	7.40	9.00	900	NT	Condez <i>et al.</i> (2014)
<i>B. brunneus</i>	10.00	12.00		1450	LC	
<i>B. ephippium</i>	14.30	16.95	5.00	975	LC	Pombal <i>et al.</i> (1994)
<i>B. ferruginus</i>	12.05	13.75		1100	LC	
<i>B. hermogenesi</i>	8.61	10.30		350	LC	
<i>B. izecksohni</i>	11.00	13.00		1300	LC	
<i>B. pernix</i>	12.65	14.95		1400	CR	
<i>B. pitanga</i>	11.45	13.30	5.12	1200	LC	Oliveira (2013)
<i>B. pombali</i>	13.25	14.95		1300	LC	
<i>Ischnocnema erythromera</i>	23.35	29.80		900	LC	
<i>I. gualteri</i>	27.70	39.65		1000	LC	
<i>I. guentheri</i>	24.35	37.95	25.00	1200	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>I. henselii</i>	24.25	33.40	70.00	600	LC	Kwet & Solé (2005)
<i>I. hoehnei</i>	22.00	29.00		1000	LC	
<i>I. nasuta</i>	33.10	45.00		675	LC	
<i>I. oea</i>	17.95	22.00		775	NT	
<i>I. bolbodactyla</i>	14.00	19.00		400	LC	
<i>I. concolor</i>	16.70	20.30		2150	LC	
<i>I. holti</i>	22.60	24.15	15.00	2000	LC	Targino & Silva (2008)
<i>I. manezinho</i>	25.35	33.00		400	VU	
<i>I. nigriventris</i>	19.20	24.60	20.00	800	LC	Berneck <i>et al.</i> (2013)
<i>I. spanios</i>	14.70	21.40		800	LC	
<i>I. venancioi</i>	18.00	25.50	10.00	900	LC	Lutz (1958)
<i>I. parva</i>	20.35	20.00	10.00	800	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)

<i>I. juipoca</i>	20.35	23.00		600	LC	
<i>I. verrucosa</i>	23.00	24.00		700	LC	
<b>Bufo</b>						
<b>Bufo</b>						
<i>Dendrophryniscus berthalutzae</i>	20.00	24.00		700	LC	
<i>D. brevipollicatus</i>	14.60	19.10	58.50	900	LC	McDiarmid (1971)
<i>D. carvalhoi</i>	18.00	19.00		800	LC	
<i>Melanophryniscus setiba</i>	15.25	14.90	8.00	0	CR	Peloso <i>et al.</i> (2012)
<i>M. vilavelhensis</i>	13.40	17.20	8.00	820	LC	Peloso <i>et al.</i> (2012)
<i>M. moreirae</i>	24.00	29.00	51.50	2100	LC	McDiarmid (1971)
<i>M. dorsalis</i>	22.35	23.95	105.00	0	VU	Bornschein <i>et al.</i> (2015)
<i>M. admirabilis</i>	36.00	38.00		750	CR	
<i>M. cambaraensis</i>	33.00	35.00	100.00	1000	VU	Braun & Braun (1979)
<i>M. simplex</i>	25.00	26.10		1300	LC	
<i>M. spectabilis</i>	28.85	31.70		550	NT	
<i>M. tumifrons</i>	24.15	29.90		600	LC	
<i>Rhinella ornata</i>	64.70	78.95	3720.50	500	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>R. dorbignyi</i>	49.90	55.30		250	LC	
<i>R. fernandezae</i>	52.75	58.20		600	LC	
<i>R. granulosa</i>	46.90	54.05	900.00	750	LC	AmphibiaWeb (2017)
<i>R. pygmaea</i>	44.65	38.95		25	LC	
<i>R. hoogmoedi</i>	45.75	56.00		0	LC	
<i>R. achavali</i>	110.00	119.00		250	LC	
<i>R. jimi</i>	147.48	133.80		250	LC	
<i>R. schneideri</i>	180.00	250.00	2000.00	1000	LC	AmphibiaWeb (2017)
<b>Centrolenidae</b>						
<i>Vitreorana eurygnatha</i>	18.18	20.55	25.00	850	LC	Gouveia <i>et al.</i> (2012)
<i>V. uranoscopa</i>	21.05	23.80	32.00	1200	LC	AmphibiaWeb (2017)
<b>Ceratophryidae</b>						
<i>Ceratophrys aurita</i>	101.00	149.00		1000	LC	
<i>C. joazeirensis</i>	84.00	105.00		200	LC	
<b>Craugastoridae</b>						
<i>Haddadus binotatus</i>	35.30	52.90		1200	LC	
<i>“Eleutherodactylus” bilineatus</i>	20.00	26.00		800	LC	
<i>Holoaden luederwaldti</i>	35.75	42.95	41.00	1750	EM	Martins (2010)
<i>Pristimantis paulodutra</i>	27.00	36.00		130	LC	
<i>P. ramagii</i>	18.00	24.00		800	LC	
<i>P. vinhai</i>	19.00	25.00		800	LC	
<i>Strabomantis aramunha</i>	40.70	77.45		1000	LC	

**Cycloramphidae**

<i>Cycloramphus acangatan</i>	38.00	46.00		700	LC	
<i>C. bolitoglossus</i>	31.00	39.50		900	NT	
<i>C. eleutherodactylus</i>	41.10	46.20		600	LC	
<i>C. faustoi</i>	34.55	42.80	23.00	150	CR	Brasileiro <i>et al.</i> (2007)
<i>C. boraceiensis</i>	45.00	55.50	89.50	800	LC	Giaretta & Facure (2003)
<i>C. brasiliensis</i>	59.30	68.90		1000	LC	
<i>C. dubius</i>	47.50	52.40		900	LC	
<i>C. izecksohni</i>	33.50	37.50		1000	LC	
<i>C. ohausi</i>	32.00	36.20		1000	EM	
<i>C. juimirim</i>	29.38	36.65		200	LC	
<i>C. lutzorum</i>	43.50	48.80		700	LC	
<i>C. rhyakonastes</i>	45.20	52.20		100	LC	
<i>Thoropa miliaris</i>	60.50	63.00		750	LC	
<i>T. saxatilis</i>	57.50	59.00		650	VU	
<i>T. taophora</i>	66.60	62.05	793.00	820	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>Zachaenus carvalhoi</i>	30.00	35.50	20.00	650	LC	Zandomenico <i>et al.</i> (2014)
<i>Z. parvulus</i>	18.80	21.80		1100	LC	

**Eleutherodactylidae**

<i>Adelopyrne baturitensis</i>	12.60	14.25	5.00	800	LC	Hoogmoed <i>et al.</i> (1994)
<i>A. maranguapensis</i>	12.25	17.40	4.00	1000	VU	Hoogmoed <i>et al.</i> (1994)
<i>A. mucronatus</i>	12.00	14.25	3.00	100	LC	Moraes <i>et al.</i> (2012)
<i>A. pachydactyla</i>	11.10	14.00		800	LC	

**Hemiphractidae**

<i>Fritziana fissilis</i>	20.40	23.00		1150	LC	
<i>F. goeldii</i>	28.00	37.00	22.00	500	LC	Weygoldt & Silva (1991)
<i>F. ohausi</i>	27.55	32.80		900	LC	
<i>Gastrotheca albolineata</i>	55.00	60.00	26.00	1000	LC	Caramaschi & Rodrigues (2007)
<i>G. microdiscus</i>	42.35	48.30		1500	LC	
<i>G. pulchra</i>	28.35	33.40	10.00	30	LC	Caramaschi & Rodrigues (2007)

**Hylidae**

<i>Aparasphenodon bokermanni</i>	46.00	71.10		0	LC	
<i>A. brunoii</i>	75.00	63.00		250	LC	
<i>A. pomba</i>	56.05	60.40		280	CR	
<i>Aplastodiscus cavicola</i>	34.00	37.00		435	LC	
<i>A. ibirapitanga</i>	39.00	41.65		270	LC	
<i>A. leucopygius</i>	43.00	45.00		1200	LC	
<i>A. cochranæ</i>	43.73	47.87	385.00	650	LC	Garcia <i>et al.</i> (2001)

<i>A. perviridis</i>	39.66	44.56	241.00	750	LC	Garcia <i>et al.</i> (2001)
<i>Bokermannohyla astartea</i>	40.00	44.00		900	LC	
<i>B. caramaschii</i>	63.75	61.25		655	LC	
<i>B. circumdata</i>	60.15	66.03	342.50	1000	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>B. hylax</i>	58.25	61.70		1000	LC	
<i>B. itapoty</i>	42.05	46.80	445.00	900	LC	Lugli & Haddad (2006)
<i>B. vulcaniae</i>	44.95	49.50		1000	CR	
<i>B. oxente</i>	41.10	42.00	313.00	900	LC	Lugli & Haddad (2006)
<i>Dendropsophus anceps</i>	36.00	42.00		500	LC	
<i>D. elegans</i>	27.40	31.00	360.00	400	LC	Bastos & Haddad (1996)
<i>D. nahdereri</i>	41.00	47.50		800	LC	
<i>D. novaisi</i>	33.50	33.00		685	LC	
<i>D. seniculus</i>	33.50	38.00		1000	LC	
<i>D. berthaltutzae</i>	22.00	24.00	56.50	1200	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>D. bipunctatus</i>	27.50	26.00		1100	LC	
<i>D. branneri</i>	17.00	19.00		700	LC	
<i>D. decipiens</i>	14.00	19.00		1000	LC	
<i>D. haddadi</i>	17.63	22.95		0	LC	
<i>D. meridianus</i>	18.50	22.00		100	LC	
<i>D. nanus</i>	20.00	23.00		750	LC	
<i>D. oliveirai</i>	16.50	19.50		970	LC	
<i>D. sanborni</i>	16.50	20.00		500	LC	
<i>D. wernerii</i>	19.00	22.50		800	LC	
<i>D. minutus</i>	20.30	21.10	200.00	1000	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>D. giesleri</i>	26.10	34.53		1100	LC	
<i>D. microps</i>	24.30	29.30		1600	LC	
<i>D. ruschii</i>	26.20	27.85		800	NT	
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	59.55	65.00	1288.00	1000	LC	Santos (2008)
<i>H. raniceps</i>	71.00	68.00		400	LC	
<i>H. albomarginatus</i>	49.50	57.10	1706.00	1100	LC	Giassom & Haddad (2007)
<i>H. crepitans</i>	54.40	62.00		1150	LC	
<i>H. exastis</i>	90.05	86.50		130	LC	
<i>H. faber</i>	84.70	84.45	2700.00	475	LC	Martins & Haddad (1998)
<i>H. lundii</i>	62.40	60.20	1423.00	1100	LC	Mazzarelli (2015)
<i>H. pardalis</i>	55.50	64.00		1000	LC	
<i>H. bischoffi</i>	45.80	59.00		1100	LC	
<i>H. caingua</i>	33.43	39.00		285	LC	
<i>H. caipora</i>	33.60	40.95	72.00	750	LC	Antunes <i>et al.</i> (2008)
<i>H. curupi</i>	36.20	44.15		500	VU	
<i>H. guentheri</i>	36.00	46.00		100	LC	

<i>H. joaquina</i>	48.35	50.85		1300	LC	
<i>H. marginatus</i>	48.00	53.50	250.00	750	LC	
<i>H. poaju</i>	38.10	44.00		780	NT	
<i>H. polytaenius</i>	29.50	38.75		900	LC	
<i>H. pulchellus</i>	39.00	44.00		625	LC	
<i>H. semiguttatus</i>	40.65	43.25		1000	EM	
<i>Itapotihyla langsdorffi</i>	70.96	92.57	1741.50	350	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>Phyllodytes wuchereri</i>	25.55	26.65		200	LC	
<i>P. kautskyi</i>	40.00	43.50		600	LC	
<i>P. luteolus</i>	19.00	18.50	28.00	650	LC	Ferreira <i>et al.</i> (2012)
<i>P. melanomystax</i>	22.70	23.30		800	LC	
<i>Pseudis bolbodactyla</i>	39.45	44.85		500	LC	
<i>P. cardosoi</i>	41.10	50.65	190.00	900	LC	Kwet (2000)
<i>P. fusca</i>	38.25	43.45		500	LC	
<i>P. minuta</i>	31.45	45.00	270.00	250	LC	Kwet (2000)
<i>Ololygon agilis</i>	18.00	16.00		15	LC	
<i>O. albicans</i>	28.50	42.50		1200	LC	
<i>O. angrensis</i>	25.76	35.51	708.00	800	NT	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>O. argyreornata</i>	16.03	19.34	107.50	1100	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>O. ariadne</i>	34.75	44.00		800	LC	
<i>O. brienii</i>	31.50	35.00		800	LC	
<i>O. carnevallii</i>	23.00	32.00		450	LC	
<i>O. catharinae</i>	37.00	45.00		600	LC	
<i>O. flavoguttata</i>	42.00	41.55		700	LC	
<i>O. hiemalis</i>	26.50	31.30	270.00	750	LC	Haddad & Pombal-JR. (1987)
<i>O. humilis</i>	24.00	31.50		1200	LC	
<i>O. littoralis</i>	28.15	39.10		50	LC	
<i>O. longilinea</i>	30.00	48.00		950	LC	
<i>O. machadoi</i>	17.00	24.00		800	LC	
<i>O. obtriangulata</i>	26.50	37.50		1000	LC	
<i>O. ranki</i>	21.65	27.85		1000	NT	
<i>O. rizibilis</i>	26.70	32.65		800	LC	
<i>O. alcatraz</i>	22.05	28.40		100	CR	
<i>O. faivovichii</i>	17.10	20.15	2.00	40	VU	
<i>O. littoreus</i>	18.00	22.00		200	LC	
<i>O. peixotoi</i>	19.75	23.75		50	CR	
<i>O. perpusillus</i>	17.50	20.00		800	LC	
<i>O. v-signatus</i>	22.45	27.00		900	LC	
<i>Scinax nebulosus</i>	27.00	40.00		100	LC	
<i>S. alter</i>	26.76	29.82	451.50	1000	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)

<i>S. auratus</i>	23.05	26.00		960	LC	
<i>S. cretatus</i>	30.25	30.85		0	LC	
<i>S. crospedospilus</i>	26.45	31.00		1000	LC	
<i>S. cuspidatus</i>	23.45	31.00		1000	LC	
<i>S. eurydice</i>	41.24	43.18	1699.50	1000	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>S. fuscomarginatus</i>	22.21	23.17	349.00	1000	LC	Toledo & Haddad (2007)
<i>S. fuscovarius</i>	47.10	50.15	2941.00	975	LC	Rodrigues <i>et al.</i> (2007)
<i>S. granulatus</i>	34.29	35.47	1200.00	600	LC	Kwet & Di-Bernardo (1999)
<i>S. hayii</i>	39.98	46.73	1685.50	1200	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>S. pachycrus</i>	27.95	31.50		100	LC	
<i>S. perereca</i>	36.21	40.24		500	LC	
<i>S. similis</i>	33.60	38.00		1100	LC	
<i>S. squalirostris</i>	25.00	27.00	129.50	750	LC	Martins (2009)
<i>S. uruguayus</i>	26.00	28.00		545	LC	
<i>S. x-signatus</i>	36.30	35.80		900	LC	
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i>	26.09	27.67		910	LC	
<i>S. orophilus</i>	31.00	32.00		1000	LC	
<i>S. palustris</i>	31.00	28.00		0	LC	
<i>S. surdus</i>	25.00	28.00		650	LC	
<i>Trachycephalus atlas</i>	98.00	107.00		800	LC	
<i>T. dibernardoi</i>	57.55	78.85		950	LC	
<i>T. imitatrix</i>	53.00	71.00		1050	LC	
<i>T. mesophaeus</i>	63.66	69.18	2230.50	800	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>T. nigromaculatus</i>	80.00	92.00		0	LC	
<i>T. typhoni</i>	85.50	103.50		285	LC	
<i>Xenohyla truncata</i>	38.00	50.00		50	EM	
<i>Agalychnis aspera</i>	42.30	46.70	60.00	50	LC	Pimenta <i>et al.</i> (2007)
<i>Phasmahyla cochranae</i>	32.50	43.50	32.00	800	LC	AmphibiaWeb (2017)
<i>P. guttata</i>	35.05	44.80		625	LC	
<i>P. jandaia</i>	30.50	32.00		1000	LC	
<i>P. spectabilis</i>	35.65	45.70		800	NT	
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	65.40	60.00		1000	LC	
<i>P. distincta</i>	56.30	60.00		1000	LC	
<i>P. iheringii</i>	57.68	68.00		250	LC	
<i>P. tetraploidea</i>	56.25	62.15	241.50	700	LC	Pombal-JR. & Haddad (1992)
<i>P. nordestina</i>	37.10	41.15		960	LC	
<i>P. rohdei</i>	43.00	46.00	119.00	1000	LC	Wogel <i>et al.</i> (2005)
<b>Hylodidae</b>						
<i>Crossodactylus aeneus</i>	24.10	21.45	127.00	1000	LC	Jordão-Nogueira <i>et al.</i> (2006)

<i>C. bokermanni</i>	22.00	27.00		800	LC	
<i>C. caramaschii</i>	23.75	23.00		800	LC	
						Weygoldt & Carvalho-e-Silva (1992)
<i>C. gaudichaudii</i>	29.00	31.00	144.00	900	LC	
<i>C. grandis</i>	36.75	34.40		2100	LC	
<i>C. schmidti</i>	22.00	28.00		500	NT	
<i>C. bokermanni</i>	15.50	13.50		650	LC	
<i>Hylodes cardosoi</i>	39.85	41.60		650	LC	
<i>H. charadranaetes</i>	33.00	34.20		1150	LC	
<i>H. heyeri</i>	39.50	42.35		600	LC	
<i>H. lateristrigatus</i>	38.50	38.95		1050	LC	
<i>H. meridionalis</i>	36.65	48.00		700	LC	
<i>H. ornatus</i>	24.20	27.00		1400	LC	
<i>H. perplicatus</i>	39.35	45.00		575	LC	
<i>H. phyllodes</i>	27.73	27.76	40.50	900	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>H. pipilans</i>	24.05	27.70		800	LC	
<b>Leptodactilydae</b>						
<i>Paratelmatobius cardosoi</i>	17.00	18.10	20.00	650	LC	Pombal-JR & Haddad (1999)
<i>P. lutzii</i>	20.75	21.25	31.00	2200	CR	Pombal-JR & Haddad (1999)
<i>P. poecilogaster</i>	23.00	27.65	40.00	675	LC	Pombal-JR & Haddad (1999)
<i>Scythrophrys sawayae</i>	17.50	21.00		900	LC	
<i>Physalaemus cuvieri</i>	29.59	31.00	501.00	2000	LC	Barreto & Andrade (1995)
<i>P. erikae</i>	24.10	23.15		200	LC	
<i>P. kroyeri</i>	29.00	25.00		240	LC	
<i>P. jordanensis</i>	22.00	28.00		2000	LC	
<i>P. lisei</i>	25.00	30.00		600	LC	
<i>P. aguirrei</i>	23.00	27.00		30	LC	
<i>P. feioi</i>	25.20	27.35		700	LC	
<i>P. atlanticus</i>	21.10	22.45	87.50	25	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>P. bokermanni</i>	16.45	17.00		800	LC	
<i>P. olfersii</i>	31.30	31.40		1200	LC	
<i>P. soaresi</i>	20.35	20.71		0	CR	
<i>P. maximus</i>	43.80	46.85		1375	VU	
<i>P. camacan</i>	23.20	23.90		35	LC	
<i>P. crombiei</i>	19.45	23.00		750	LC	
<i>P. spiniger</i>	19.20	21.30		0	LC	
<i>P. nanus</i>	18.05	20.00		600	LC	
<i>P. obtectus</i>	21.00	28.00		500	LC	
<i>P. maculiventris</i>	19.75	23.00		800	LC	
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	15.00	18.00		500	LC	

<i>Adenomera araucaria</i>	18.80	19.90		700	LC	
<i>A. bokermanni</i>	25.10	27.60		1700	LC	
<i>A. marmorata</i>	19.05	20.25		1200	LC	
<i>A. nana</i>	17.85	18.65		400	LC	
<i>A. thomei</i>	21.20	21.72	32.00	0	LC	Almeida & Angulo (2006)
<i>Leptodactylus furnarius</i>	36.25	41.50		700	LC	
<i>L. fuscus</i>	46.80	49.00	168.50	1700	LC	Solano (1987)
<i>L. gracilis</i>	46.50	44.00		1100	LC	
<i>L. jolyi</i>	45.00	54.00		775	LC	
<i>L. mystaceus</i>	47.00	52.00		1000	LC	
<i>L. mystacinus</i>	54.45	58.40		900	LC	
<i>L. notoaktites</i>	41.00	50.00		900	LC	
<i>L. plaumanni</i>	37.00	38.00		800	LC	
<i>L. spixii</i>	43.00	52.00		900	LC	
<i>L. latrans</i>	99.56	90.59		700	LC	
<i>L. macrosternum</i>	90.00	80.00		790	LC	
<i>L. viridis</i>	52.00	72.00		325	LC	
<i>L. natalensis</i>	39.15	52.00		900	LC	
<i>L. podicipinus</i>	34.30	39.80	2334.00	1000	LC	Prado <i>et al.</i> (2000)
<i>L. flavopictus</i>	127.00	137.00		800	LC	
<i>L. labyrinthicus</i>	152.50	142.50	5643.50	1000	LC	Zina & Haddad (2005)
<b>Microhylidae</b>						
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	41.30	41.40		500	LC	
<i>S. parkeri</i>	42.00	60.00		0	LC	
<i>S. histrio</i>	31.40	33.90	1190.00	60	LC	Targino & Pombal-JR (2011)
<i>Arcovomer passarellii</i>	18.00	22.16	85.50	200	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>Chiasmocleis alagoana</i>	23.05	25.15		0	EM	
<i>C. atlantica</i>	23.50	30.90		40	LC	
<i>C. capixaba</i>	15.60	19.80		60	LC	
<i>C. carvalhoi</i>	16.90	19.25	259.00	120	LC	Hartmann <i>et al.</i> (2010)
<i>C. leucosticta</i>	20.90	23.65	212.50	400	LC	Segalla & Langone (1999)
<i>C. mantiqueira</i>	16.65	21.35		1227	LC	
<i>C. schubarti</i>	22.75	27.45		550	LC	
<i>Dasylops schirchi</i>	42.33	49.58		30	LC	
<i>Elachistocleis bicolor</i>	27.20	31.35	1490.00	100	LC	Rodrigues <i>et al.</i> (2003)
<i>E. cesarii</i>	25.20	32.30	931.00	675	LC	Toledo <i>et al.</i> (2010)
<b>Odontophrynidae</b>						
<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	85.00	91.00	3650.00	600	LC	Abrevaya & Jackson (1978)
<i>Odontophrynus americanus</i>	43.85	45.95		1000	LC	
<i>O. maisuma</i>	37.65	40.75		0	LC	

<i>O. carvalhoi</i>	60.50	64.90	818	LC
<i>Proceratophrys appendiculata</i>	55.75	66.20	1100	LC
<i>P. moratoi</i>	28.20	35.70	850	EM
<i>P. avelinoi</i>	26.55	32.05	675	LC
<i>P. bigibbosa</i>	39.65	52.30	750	LC
<i>P. boiei</i>	51.00	57.00	1200	LC

**Apêndice S2.** Características ecológicas qualitativas das espécies de anuros com desenvolvimento indireto. SOV: Sítio de oviposição; MAL: Modo alimentar larval; HLA: Hábitat larval; HAD: Hábito do adulto; Status, LC: Pouco preocupante; NT: Quase Ameaçada; VU: Vulnerável; EM: Em perigo; CR: Criticamente em Perigo.

Família/Espécies	SOV	MAL	HLA	HAD	Status
<b>Alsodidae</b>					
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	1	2	1	1	LC
<b>Aromobatidae</b>					
<i>Allobates olfersioides</i>	4	2	3	3	VU
<b>Bufonidae</b>					
<i>Dendrophryniscus berthalutzae</i>	1	1	4	1	LC
<i>D. brevipollicatus</i>	1	1	4	4	LC
<i>D. carvalhoi</i>	1	1	4	1	LC
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i>	1	2	4	5	LC
<i>M. macrogranulosus</i>	1	2	2	1	EM
<i>M. moreirae</i>	1	2	1	1	LC
<i>M. dorsalis</i>	1	2	1	1	VU
<i>M. admirabilis</i>	1	2	1	1	CR
<i>M. cambaraensis</i>	1	2	1	1	VU
<i>M. simplex</i>	1	2	2	1	LC
<i>M. spectabilis</i>	1	2	2	1	NT
<i>M. tumifrons</i>	1	2	1	1	LC
<i>Rhinella ornata</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. dorbignyi</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. fernandezae</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. granulosa</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. pygmaea</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. hoogmoedi</i>	1	2	1	1	LC
<i>R. achavali</i>	1	2	1	1	LC

<i>R. jimi</i>	1	2	1	1	LC
<b>Centrolenidae</b>					
<i>Vitreorana eurygnatha</i>	5	2	2	4	LC
<i>V. uranoscopa</i>	5	2	2	4	LC
<b>Ceratophryidae</b>					
<i>Ceratophrys aurita</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. joazeirensis</i>	1	2	1	1	LC
<b>Cycloramphidae</b>					
<i>Cycloramphus acangatan</i>	4	1	8	1	LC
<i>C. bandeirensis</i>	4	1	5	3	LC
<i>C. bolitoglossus</i>	4	1	8	1	NT
<i>C. eleutherodactylus</i>	4	1	8	1	LC
<i>C. faustoi</i>	4	1	8	3	CR
<i>C. boraceiensis</i>	4	1	5	3	LC
<i>C. brasiliensis</i>	4	1	5	3	LC
<i>C. dubius</i>	4	1	5	3	LC
<i>C. izecksohni</i>	4	2	5	3	LC
<i>C. juimirim</i>	4	2	5	3	LC
<i>C. lutzorum</i>	4	2	5	3	LC
<i>C. rhyakonastes</i>	4	2	5	3	LC
<i>Thoropa miliaris</i>	4	2	5	1	LC
<i>T. saxatilis</i>	4	2	5	1	VU
<i>T. taophora</i>	4	2	5	1	LC
<i>Zachaenus carvalhoi</i>	4	1	8	1	LC
<i>Z. parvulus</i>	4	1	8	1	LC
<b>Hemiphractidae</b>					
<i>Fritziana fissilis</i>	7	1	4	4	LC
<i>F. goeldii</i>	7	1	4	4	LC
<i>F. ohausi</i>	7	1	4	4	LC
<b>Hylidae</b>					
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	1	2	4	4	NT
<i>A. bokermanni</i>	1	2	1	4	LC
<i>A. brunoi</i>	1	2	1	4	LC
<i>Aplastodiscus albofrenatus</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. arildae</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. ehrhardti</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. eugenioi</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. weygoldti</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. albosignatus</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. callipygius</i>	1	2	3	4	LC

<i>A. cavicola</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. ibirapitanga</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. leucopygius</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. cochranæ</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. perviridis</i>	1	2	3	4	LC
<i>A. sibilatus</i>	1	2	3	4	LC
<i>Bokermannohyla astartea</i>	1	2	4	4	LC
<i>B. carvalhoi</i>	1	2	2	1	LC
<i>B. caramaschii</i>	1	2	2	4	LC
<i>B. circumdata</i>	1	2	2	4	LC
<i>B. ibitipoca</i>	1	2	2	1	LC
<i>B. lucianæ</i>	1	2	1	4	NT
<i>B. martinsi</i>	1	2	2	1	NT
<i>B. hylax</i>	1	2	3	4	LC
<i>B. itapoty</i>	1	2	2	1	LC
<i>B. oxente</i>	1	2	2	4	LC
<i>Dendropsophus anceps</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. elegans</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. nahdereri</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. novaisi</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. seniculus</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. berthaltutzae</i>	5	2	1	4	LC
<i>D. bipunctatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. branneri</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. decipiens</i>	5	2	1	4	LC
<i>D. haddadi</i>	5	2	1	4	LC
<i>D. meridianus</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. nanus</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. oliveirai</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. sanborni</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. wernerii</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. minutus</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. giesleri</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. microps</i>	1	2	1	4	LC
<i>D. ruschii</i>	5	2	2	4	NT
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. raniceps</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. albomarginatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. crepitans</i>	1	2	3	4	LC
<i>H. exastis</i>	1	2	3	4	LC

<i>H. faber</i>	1	2	3	4	LC
<i>H. lundii</i>	1	2	2	4	LC
<i>H. pardalis</i>	1	2	3	4	LC
<i>H. bischoffi</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. caingua</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. caipora</i>	1	2	2	4	LC
<i>H. curupi</i>	1	2	2	4	VU
<i>H. guentheri</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. joaquini</i>	1	2	2	4	LC
<i>H. marginatus</i>	1	2	2	4	LC
<i>H. poaju</i>	1	2	2	4	NT
<i>H. polytaenius</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. pulchellus</i>	1	2	1	4	LC
<i>H. semiguttatus</i>	1	2	1	4	EM
<i>Itapotihyla langsdorffi</i>	1	2	1	4	LC
<i>Phyllodytes gyrinaethes</i>	1	2	4	4	CR
<i>P. acuminatus</i>	1	2	4	4	LC
<i>P. edelmoi</i>	1	2	4	4	NT
<i>P. tuberculosus</i>	1	2	4	4	LC
<i>P. wuchereri</i>	1	2	4	4	LC
<i>P. kautskyi</i>	1	2	4	4	LC
<i>P. luteolus</i>	1	2	4	4	LC
<i>P. melanomystax</i>	1	2	4	4	LC
<i>Pseudis bolbodactyla</i>	1	2	1	7	LC
<i>P. cardosoi</i>	1	2	1	7	LC
<i>P. fusca</i>	1	2	1	7	LC
<i>P. minuta</i>	1	2	1	7	LC
<i>Ololygon agilis</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. albicans</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. angrensis</i>	1	2	2	4	NT
<i>O. argyreornata</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. ariadne</i>	1	2	2	4	LC
<i>O. brienti</i>	1	2	2	4	LC
<i>O. carnevallii</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. catharinae</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. flavoguttata</i>	1	2	2	4	LC
<i>O. hiemalis</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. humilis</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. littoralis</i>	1	2	1	4	LC
<i>O. longilinea</i>	1	2	2	4	LC

<i>O. machadoi</i>	1	2	2	4	LC
<i>O. obtriangulata</i>	1	2	2	4	LC
<i>O. ranki</i>	1	2	1	4	NT
<i>O. rizibilis</i>	3	2	1	4	LC
<i>O. alcatraz</i>	1	2	4	4	CR
<i>O. faivovichii</i>	1	2	4	4	VU
<i>O. littoreus</i>	1	2	4	4	LC
<i>O. peixotoi</i>	1	2	4	4	CR
<i>O. perpusillus</i>	1	2	4	4	LC
<i>O. v-signatus</i>	1	2	4	4	LC
<i>Scinax nebulosus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. alter</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. auratus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. cretatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. crospedospilus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. duartei</i>	1	2	1	4	VU
<i>S. cuspidatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. eurydice</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. fuscomarginatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. fuscovarius</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. juncae</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. granulatus</i>	1	2	1	1	LC
<i>S. hayii</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. pachycrus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. perereca</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. similis</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. squalirostris</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. uruguayus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. x-signatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. orophilus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. palustris</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. pauloalvini</i>	5	2	1	4	LC
<i>S. planicola</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. prasinus</i>	1	2	1	4	LC
<i>S. surdus</i>	1	2	1	4	LC
<i>Trachycephalus atlas</i>	1	2	1	4	LC
<i>T. dibernardoii</i>	1	2	1	4	LC
<i>T. imitatrix</i>	1	2	1	4	LC
<i>T. mesophaeus</i>	1	2	1	4	LC

<i>T. nigromaculatus</i>	1	2	1	4	LC
<i>T. typhonius</i>	1	2	1	4	LC
<i>Xenohyla truncata</i>	1	2	1	4	EM
<i>Agalychnis aspera</i>	4	2	2	4	LC
<i>A. granulosa</i>	5	2	2	4	VU
<i>Plasmahyla cochranæ</i>	5	2	2	4	LC
<i>P. guttata</i>	5	2	2	4	LC
<i>P. jandaia</i>	5	2	2	4	LC
<i>P. spectabilis</i>	5	2	2	4	NT
<i>Phyllomedusa bahiana</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. burmeisteri</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. distincta</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. iheringii</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. tetraploidea</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. nordestina</i>	5	2	1	4	LC
<i>P. rohdei</i>	5	2	1	4	LC
<b>Hylodidae</b>					
<i>Crossodactylus aeneus</i>	1	2	2	3	LC
<i>C. bokermanni</i>	1	2	2	3	LC
<i>C. caramaschii</i>	1	2	2	3	LC
<i>C. dantei</i>	1	2	2	3	EM
<i>C. gaudichaudii</i>	1	2	2	3	LC
<i>C. grandis</i>	1	2	2	3	LC
<i>C. schmidti</i>	1	2	2	3	NT
<i>Hylodes babax</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. cardosoi</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. charadranaetes</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. heyeri</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. lateristrigatus</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. meridionalis</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. ornatus</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. perplicatus</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. phyllodes</i>	1	2	2	3	LC
<i>H. sazimai</i>	1	2	2	3	LC
<b>Leptodactylidae</b>					
<i>Crossodactylodes bokermanni</i>	1	2	4	4	NT
<i>Paratelmatobius yepiranga</i>	1	2	1	1	LC
<i>P. cardosoi</i>	1	2	1	1	LC
<i>P. poecilogaster</i>	7	2	2	1	LC
<i>Scythrophrys sawayae</i>	1	2	1	1	LC

<i>Physalaemus cuvieri</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. erikae</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. kroyeri</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. barrioi</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. jordanensis</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. lisei</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. aguirrei</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. feioi</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. atlanticus</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. bokermanni</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. olfersii</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. soaresi</i>	3	2	1	1	CR
<i>P. maximus</i>	3	2	1	1	VU
<i>P. camacan</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. crombiei</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. spiniger</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. nanus</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. obtectus</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. maculiventris</i>	3	2	1	1	LC
<i>P. moreirae</i>	3	2	1	1	LC
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	1	2	1	1	LC
<i>Adenomera ajurauna</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. araucaria</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. bokermanni</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. engelsi</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. marmorata</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. nana</i>	6	1	8	1	LC
<i>A. thomei</i>	6	1	8	1	LC
<i>Leptodactylus furnarius</i>	6	1	2	4	LC
<i>L. fuscus</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. gracilis</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. jolyi</i>	6	1	2	4	LC
<i>L. mystaceus</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. mystacinus</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. notoaktites</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. plaumanni</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. spixii</i>	6	1	2	1	LC
<i>L. latrans</i>	3	2	1	1	LC
<i>L. macrosternum</i>	3	2	1	1	LC
<i>L. viridis</i>	3	2	1	1	LC

<i>L. natalensis</i>	3	2	1	1	LC
<i>L. podicipinus</i>	3	2	1	1	LC
<i>L. flavopictus</i>	3	2	1	1	LC
<i>L. labyrinthicus</i>	3	2	1	1	LC
<b>Microhylidae</b>					
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	1	2	1	1	LC
<i>S. parkeri</i>	1	2	1	1	LC
<i>S. histrio</i>	1	2	1	1	LC
<i>Arcovomer passarellii</i>	1	2	1	1	LC
<i>Chiasmocleis alagoana</i>	1	2	1	1	EM
<i>C. atlantica</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. capixaba</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. carvalhoi</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. leucosticta</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. mantiqueira</i>	1	2	1	1	LC
<i>C. schubarti</i>	1	2	1	1	LC
<i>Dasylops schirchi</i>	1	2	1	1	LC
<i>Elachistocleis bicolor</i>	1	2	1	2	LC
<i>E. cesarii</i>	1	2	1	2	LC
<b>Odontophrynidae</b>					
<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	1	2	1	1	LC
<i>Odontophrynus americanus</i>	1	2	1	1	LC
<i>O. maisuma</i>	1	2	1	1	LC
<i>O. carvalhoi</i>	1	2	2	1	LC
<i>Proceratophrys appendiculata</i>	1	2	2	1	LC
<i>P. sanctaritae</i>	1	2	2	1	CR
<b>Ranidae</b>					
<i>Lithobates palmipes</i>	1	2	1	6	LC

**Apêndice S3.** Características ecológicas qualitativas das espécies de anuros com desenvolvimento direto. SOV: Sítio de oviposição; HAD: Hábito do adulto; Status, LC: Pouco preocupante; NT: Quase Ameaçada; VU: Vulnerável; EM: Em perigo; CR: Criticamente em Perigo.

Família/Espécies	SOV	HAD	Status
<b>Brachycephalidae</b>			
<i>Brachycephalus alipioi</i>	4	1	NT

<i>B. brunneus</i>	4	1	LC
<i>B. didactylus</i>	4	1	LC
<i>B. ephippium</i>	4	1	LC
<i>B. ferruginus</i>	4	1	LC
<i>B. hermogenesi</i>	4	1	LC
<i>B. izecksohni</i>	4	1	LC
<i>B. margaritatus</i>	4	1	LC
<i>B. pernix</i>	4	1	CR
<i>B. pitanga</i>	4	1	LC
<i>B. pombali</i>	4	1	LC
<i>B. pulex</i>	4	1	LC
<i>Ischnocnema guentheri</i>	4	5	LC
<i>I. henselii</i>	4	1	LC
<i>I. hoehnei</i>	4	5	LC
<i>I. nasuta</i>	5	5	LC
<i>I. oea</i>	4	1	NT
<i>I. bolbodactyla</i>	4	1	LC
<i>I. concolor</i>	4	1	LC
<i>I. holti</i>	4	4	LC
<i>I. manezinho</i>	4	1	VU
<i>I. nigriventris</i>	4	4	LC
<i>I. sambaqui</i>	4	1	LC
<i>I. spanios</i>	4	1	LC
<i>I. venancioi</i>	7	1	LC
<i>I. parva</i>	4	1	LC
<i>I. juipoca</i>	4	1	LC
<i>I. verrucosa</i>	4	1	LC
<b>Craugastoridae</b>			
<i>Haddadus binotatus</i>	4	1	LC
<i>"Eleutherodactylus" bilineatus</i>	4	4	LC
<i>Euparkerella brasiliensis</i>	4	1	LC
<i>E. cochranæ</i>	4	1	LC
<i>E. tridactyla</i>	4	1	NT
<i>Holoaden bradei</i>	4	1	CR
<i>H. luederwaldti</i>	4	1	EM
<i>Pristimantis paulodutra</i>	4	1	LC
<i>P. ramagii</i>	4	1	LC
<i>P. vinhai</i>	4	1	LC
<i>Strabomantis aramunha</i>	4	1	LC
<b>Eleutherodactylidae</b>			

<i>Adelopryne baturitensis</i>	4	1	LC
<i>A. maranguapensis</i>	4	1	VU
<i>A. mucronatus</i>	4	1	LC
<i>A. pachydactyla</i>	4	1	LC
<b>Hemiphractidae</b>			
<i>Gastrotheca albolineata</i>	7	4	LC
<i>G. ernestoi</i>	7	4	LC
<i>G. microdiscus</i>	7	4	LC
<i>G. pulchra</i>	7	4	LC
<b>Microhylidae</b>			
<i>Myersiella micros</i>	4	2	LC

---