



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



PROGRAMA DE PÓS- GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

APLICAÇÕES DO MONITORAMENTO ACÚSTICO AUTOMÁTICO DE
ANUROS: INVENTÁRIO DE ESPÉCIES, COMPARAÇÕES METODOLÓGICAS E
ESTUDO DA DETECTABILIDADE DAS ESPÉCIES

Mestranda: Isabella Rodrigues de Melo

Orientador: Rogério Pereira Bastos

Coorientadora: Luciana Signorelli Faria Lima

Goiânia-GO

2020

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das dissertações e teses disponibilizados são de responsabilidade exclusiva dos autores. Ao encaminhar(em) o produto final, o autor e o orientador firmam o compromisso de que ele não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação: -

Nome completo do autor: Isabella Rodrigues de Melo

Título do trabalho: APLICAÇÕES DO MONITORAMENTO ACÚSTICO AUTOMÁTICO DE ANUROS: INVENTÁRIO DE ESPÉCIES, COMPARAÇÕES METODOLÓGICAS E ESTUDO DA DETECTABILIDADE DAS ESPÉCIES


3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Independente da concordância com a disponibilização eletrônica, é imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 04 / 03 / 2020

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² As assinaturas devem ser originais sendo assinadas no próprio documento, imagens coladas não serão aceitas.

Isabella Rodrigues de Melo

APLICAÇÕES DO MONITORAMENTO ACÚSTICO AUTOMÁTICO DE
ANUROS: INVENTÁRIO DE ESPÉCIES, COMPARAÇÕES METODOLÓGICAS E
ESTUDO DA DETECTABILIDADE DAS ESPÉCIES

Dissertação apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Goiás para obtenção do Título de
Mestre em Ecologia e Evolução. Área de
concentração: Estrutura e Dinâmica da
Biodiversidade do Cerrado. Orientador:
Rogério Pereira Bastos

Goiânia, 27 de fevereiro de 2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Melo, Isabella Rodrigues de
APLICAÇÕES DO MONITORAMENTO ACÚSTICO AUTOMÁTICO DE ANUROS: INVENTÁRIO DE ESPÉCIES, COMPARAÇÕES METODOLÓGICAS E ESTUDO DA DETECTABILIDADE DAS ESPÉCIES [manuscrito] / Isabella Rodrigues de Melo. - 2020.
74 f.

Orientador: Prof. Dr. Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos; co orientadora Dra. Luciana Signorelli Faria Lima.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2020.

Bibliografia. Anexos.

Inclui mapas, fotografias, símbolos, gráfico, tabelas.

1. Anuros. 2. Busca ativa. 3. Bioacústica. 4. Detectabilidade. 5. Monitoramento passivo. I. Bastos, Prof. Dr. Rogério Pereira, orient. II. Título.

CDU 57



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº 169 da sessão de Defesa de Dissertação de **ISABELLA RODRIGUES DE MELO**, que confere o título de Mestra em Ecologia e Evolução, na área de concentração em Ecologia e Evolução.

Ao/s **vinete e sete dias do mês de fevereiro de 2020**, a partir da(s) **8h30min**, no(a) **sala de webconferência do CIAR**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada **"Aplicações do monitoramento acústico automatizado de anuros: inventário de espécies, comparações metodológicas e estudo da detectabilidade das espécies"**. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, Professor Doutor **Rogério Pereira Bastos - ICB/UFG**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professora Doutora **Larissa Sayuri Moreira Sugai - Universidade Autônoma de Madrid**, membro titular externo; cuja participação ocorreu através de videoconferência, Professor Doutor **Natan Medeiros Maciel - ICB/UFG**, membro titular interno. Durante a argumentação os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido a candidatura **aprovada** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Rogério Pereira Bastos**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **vinete e sete dias do mês de fevereiro de 2020**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Rogério Pereira Bastos, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2020, às 11:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Larissa Sayuri Moreira Sugai, Usuário Externo**, em 27/02/2020, às 11:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Natan Medeiros Maciel, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2020, às 11:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_confirma&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1181759** e o código CRC **55B808F1**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais que sempre me incentivaram nessa jornada, me motivando e incentivando a seguir meus sonhos, sempre orgulhosos de mim. Obrigada por compreenderem minhas ausências nas viagens de família durante o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ao meu orientador, Rogério Bastos, que me convidou para conhecer sua linha de pesquisa, me levou a campo, me ensinou a gravar e fazer experimentos e assim, me apresentou a bioacústica, área que me cativou desde o início. Obrigada pela orientação, desde a graduação, a paciência, a confiança, o incentivo ao meu trabalho artístico e pelas oportunidades de aprendizado e crescimento.

Agradeço a minha coorientadora e amiga Luciana Signorelli, por toda a ajuda, desde o desenvolvimento da ideia, idas a campo e realização deste trabalho. Além disso, agradeço por sua amizade e carinho fora da academia. Você merece o mundo.

Agradeço aos meus amigos, Carol, Alejandro, Igor, Thaynah, Victoria, Vinícius e Dani, por me ajudarem em campo, pelas risadas (principalmente a Carol), ajudarem com meus dados e pelo apoio emocional. Agradeço ao meu namorado, Victor, por sempre entender minhas ausências, tanto pelas idas a campo, quanto pelos finais de semana analisando gravações e desenvolvendo este trabalho.

Agradeço ao professor Paulo de Marco pela paciência e disposição em ajudar essa “*stalker*” e por sempre melhorar minha autoestima. Ao Professor Diego Llusia, que mesmo de longe sempre se dispôs a me ajudar, nossas reuniões via Skype me auxiliaram muito.

Agradeço a CAPES pela bolsa de mestrado e ao Programa de pesquisa de longa duração (PELD) no Parque Nacional das Emas-Sítio 13. Sou grata pelo suporte que tive para realizar idas a campos e pela oportunidade de trabalhar com os gravadores Tigrinus e contribuir com as pesquisas no Parque Nacional das Emas.

Enfim, agradeço a todos que participaram dessa etapa da minha vida. Serei eternamente grata pelos diversos auxílios que todos me ofereceram. Obrigada!

RESUMO

O crescente declínio populacional de anfíbios anuros e a alta sensibilidade do grupo exige um monitoramento populacional adequado, bem como estudos sobre história natural e comportamento. A bioacústica pode ser utilizada para esses objetivos, já que os anuros possuem a vocalização como principal forma de comunicação. Utilizando a bioacústica, dois tipos de metodologia podem ser realizados: (1) o monitoramento ativo, no qual o pesquisador identifica as espécies visualmente e pelo canto no campo, e (2) o monitoramento passivo, no qual o pesquisador identifica as espécies vocalizando pelo canto que foi registrado por gravadores automáticos. Esta última metodologia está sendo utilizada cada vez mais, sendo considerada uma ótima estratégia para estudos de fenologia. Dessa forma, utilizando o monitoramento acústico passivo, este trabalho tem três objetivos principais: 1) complementar o inventário de espécies de anuros do Parque Nacional das Emas; 2) comparar as buscas ativas com o monitoramento acústico passivo e 3) investigar o efeito da variação diária, sazonal, da metodologia e das variáveis ambientais na atividade de vocalização de anuros. Para isso, durante a estação reprodutiva de 2018-2019 (Setembro- Abril), instalamos em ambiente de campo úmido, sete gravadores automatizados que gravaram vocalizações por dois minutos a cada hora do dia. Nos sete pontos que instalamos os gravadores automatizados, realizamos seis buscas ativas ao longo da estação reprodutiva. A partir das buscas ativas encontramos 12 espécies enquanto pelas análises das gravações, registramos 21 espécies de anuros, sendo que seis delas não haviam sido registradas antes no parque. Com relação a comparação entre metodologias, encontramos que ambas as técnicas (buscas ativas e monitoramento passivo) são eficientes e complementares, de forma que detectam, muitas vezes, espécies diferentes e, assim, contribuem de forma diferente para a riqueza total. Encontramos que a detecção das vocalizações das espécies são influenciadas pelo período do dia, período da estação reprodutiva, precipitação, umidade, temperatura e metodologia (busca ativa ou monitoramento passivo), dependendo do período da estação reprodutiva. Assim, concluímos que o monitoramento acústico passivo é uma técnica eficiente e muito útil em estudos de anuros.

Palavras chaves: Anuros, Busca ativa, Bioacústica, Detectabilidade e Monitoramento acústico passivo.

ABSTRACT

The increasing decline in anuran amphibian populations and the high sensitivity of the group require adequate population monitoring and, studies of natural history and behavior. Bioacoustics can be used for these purposes, because anurans use vocalization as their main form of communication. Using bioacoustics, two types of methodology can be performed: 1) active searches, where the researcher detects and identifies species visually and by aurally in the field, and 2) passive monitoring, where the researcher identifies species vocalizations in acoustic recordings registered by automatic recorders. Passive acoustic monitoring is increasingly being used and is a great strategy for phenology studies. Thus, using passive acoustic monitoring, this work has three main objectives: 1) to complement the anuran species inventory of the Emas National Park; 2) compare the efficiency of active searches and passive acoustic monitoring; 3) to investigate the effect of daily, seasonal variation, methodology and environmental variables on the detection of anuran vocalization activity. For this, during the 2018-2019 breeding season (September-April), we installed seven automated recorders in humid field environments set to record vocalizations for two minutes on every hour of the day. At each of the seven points we installed automated recorders, we performed six active searches throughout the breeding season. From the active searches, we found 12 species while by recording analysis we recorded 21 species of anurans, where six of them had not been registered before in the park. Regarding the comparison between methodologies, we found that both techniques (active searching and passive monitoring) are efficient and complementary, since they often detect different species and thus contribute differently to the total richness. We found that species vocalizations are influenced by day period, reproductive season period, precipitation, humidity, temperature and methodology (active search or passive monitoring), depending on the reproductive season period. Thus, we conclude that passive acoustic monitoring is an efficient technique that can assist us in anuran studies.

Key words: Anurans, Active searches, bioacoustics, detectability and monitoring acoustic passive.

SUMÁRIO

Introdução geral	9
Objetivos.....	11
Referências Bibliográficas.....	12
Capítulo 1	15
Introdução.....	15
Metodologia.....	17
Resultados e discussão.....	20
Referências bibliográficas.....	29
Capítulo 2	33
Introdução.....	33
Metodologia.....	36
Resultados	41
Discussão.....	45
Referências bibliográficas.....	49
Capítulo 3	54
Introdução.....	54
Metodologia.....	56
Resultados.....	62
Discussão.....	70
Referências bibliográficas.....	74
Material suplementar.....	79
Conclusões	83

INTRODUÇÃO GERAL

O declínio de populações e espécies de anfíbios tem sido o foco de muitos estudos em todo o mundo (OHMER; BISHOP, 2011). Sabe-se que a fragmentação e modificação do habitat, presença de rodovias, mudanças climáticas, radiação UV, invasão de espécies exóticas e doenças têm papel importante nesse cenário e é provável que estes fatores estejam interligados (ALFORD; RICHARDS, 1999; BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; CAREY; ALEXANDER, 2003; COLLINS; STORFER, 2003; FAHRIG et al., 1995). É válido destacar que o declínio acentuado populações de anfíbios também está relacionado ao fato desses animais serem ectotérmicos, com baixa vagilidade, alta permeabilidade da pele e, em grande maioria, por possuírem um ciclo de vida dependente da água (WELLS, 2007). Isso faz com que sejam mais sensíveis a toxinas, mudanças na temperatura e da precipitação do que os outros vertebrados (ALFORD; RICHARDS, 1999). Apesar do preocupante declínio populacional e da sensibilidade do grupo, pouco se tem feito para a conservação dos anfíbios, já que 25% das espécies existentes ainda permanecem fora de áreas de proteção (NORI et al., 2015).

O desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação e manejo, muitas vezes, depende de uma base de dados a longo prazo confiável para melhor entendimento biológico (BROWN; KIEHL; WILKINSON, 2012; NICHOLS; WILLIAMS, 2006). O monitoramento a longo prazo do grupo é uma ferramenta bastante útil para entender melhor as causas deste declínio (STORFER, 2003). Para um bom monitoramento, é necessário que o protocolo seja ajustado, de acordo com táxon de interesse, caso a detectabilidade deste seja influenciada por fatores como, por exemplo, a época do ano, o horário ou as condições meteorológicas (BRIDGES; DORCAS, 2000; CANESSA et al., 2012, SUGAI; DESJONQUÈRES; et al., 2019). No caso dos anfíbios, a detectabilidade é influenciada por variáveis ambientais, como temperatura, umidade e precipitação, de forma que uma espécie pode estar presente em determinado local mas não ser detectada na amostragem, por conta de condições ambientais desfavoráveis (WEIR et al., 2005).

O monitoramento de anuros tem sido feito por diferentes metodologias: encontro visual, armadilhas de interceptação e queda, transectos auditivos (HEYER et al., 1994) e gravadores automáticos (OBRIST et al., 2010). O monitoramento por transectos auditivos e gravadores automáticos são possíveis porque o grupo tem como principal forma de comunicação, a vocalização (WELLS, 2007). Geralmente, são os machos que emitem cantos de anúncio durante a estação reprodutiva (WELLS, 2007). Esses cantos são as

vocalizações mais comuns e possuem características específicas de cada espécie (WELLS, 2007). As funções do canto de anúncio, geralmente, estão relacionadas com a atração de fêmeas para reprodução e indicação da localização do macho para os coespecíficos (TOLEDO et al., 2015).

Considerando as técnicas de monitoramento acústicas de anuros, os transectos auditivos podem ser realizados juntamente com o encontro visual (busca ativa), de forma que machos vocalizantes, fêmeas e machos não vocalizantes sejam amostrados (MADALOZZO et al., 2017). Em contrapartida, o monitoramento por gravadores automáticos só permite detectar machos vocalizantes (MADALOZZO et al., 2017). O monitoramento automatizado, ou seja, por gravadores automáticos, é uma técnica que vem sendo utilizada cada vez mais em monitoramentos populacionais (SUGAI; SILVA; et al., 2019). Todavia, por ser uma técnica nova, não há uma padronização das amostragens, ou um protocolo único, o que dificulta tanto a comparação entre estudos e a eficiência dos monitoramentos (SUGAI; DESJONQUÈRES; et al., 2019). Desta forma, ainda é necessário compreender melhor a eficiência desta técnica tanto em relação a metodologias tradicionais quanto entre tipos distintos de amostragem com gravadores autônomos.

Apesar da necessidade de melhor compreender os efeitos de distintas técnicas amostrais para anfíbios, o monitoramento passivo possui suas vantagens. Uma delas é a capacidade de produzir grandes quantidades de dados de campo por um longo período de tempo (WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Além disso, o monitoramento automático é importante para estudos de fenologia de anuros, pois, permite amostrar horários não convencionais de atividades de anuros e pela grande quantidade de dados, auxilia a entender melhor o padrão de atividade de vocalização das espécies (WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015), o efeito de variáveis ambientais (OSEN; WASSERSUG, 2002) e o efeito do contexto social nas vocalizações (BROOKE; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2000).

Sabe-se que os anuros são sensíveis a variações de temperatura, umidade e precipitação (PLENDERLEITH et al., 2018; SAENZ et al., 2007; WEIR et al., 2005; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Todavia, estas influências variam de acordo com a espécie, o que faz com que sejam necessários mais estudos relacionados a sensibilidade de anuros a variáveis ambientais. Além disso, outros fatores também podem

influenciar na detectabilidade de vocalização, como a eficiência da metodologia utilizada, período do dia, ou a sazonalidade.

Desta forma, considerando a necessidade de monitorar os anfíbios anuros em áreas protegidas, corrigir os erros de detecção e de compreender melhor o efeito das variáveis ambientais, da variação diária e sazonal da atividade acústica e da metodologia nas atividades de vocalização dos anuros, a presente pesquisa tem como objetivos: 1) complementar o inventário de espécies de anuros do Parque Nacional das Emas; 2) comparar a eficiência do monitoramento passivo com monitoramento ativo em estimar a riqueza de espécies e 3) averiguar os fatores que influenciam a detectabilidades da vocalização das espécies de anuros. Sendo assim, realizamos o monitoramento automático e buscas ativas de anuros no Parque Nacional das Emas (PNE). No primeiro capítulo, mostramos a diversidade de anfíbios anuros encontradas no parque. No segundo, comparamos a eficiência dos dois métodos em amostrar a riqueza de anuros. Por fim, no terceiro capítulo, avaliamos a variação diária e sazonal das vocalizações e o efeito das variáveis ambientais e da metodologia para cada espécie.

OBJETIVOS

A presente dissertação está dividida em três capítulos:

Capítulo I: Diversidade de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas

- 1) Objetivo: complementar o inventário de espécies de anuros do parque;

Capítulo II: Avaliação Metodológica do Monitoramento Acústico de Anuros

- 1) Objetivo: Comparar a metodologia ativa com a metodologia passiva a nível de riqueza de espécies em:
 - a. Diferentes esforços amostrais:
 - i. monitoramento ativo x monitoramento passivo simultâneo;
 - ii. monitoramento ativo x monitoramento passivo de um dia;
 - b. Esforços amostrais iguais:
 - i. monitoramento ativo x monitoramento passivo de cinco noites;
 - ii. monitoramento ativo x monitoramento passivo de dois minutos por 30 dias;

Capítulo III: Fatores que influenciam a detectabilidade de anuros: metodologia, horário, sazonalidade e variáveis ambientais

- 1) Objetivo: Verificar o efeito da metodologia, sazonalidade, variação diária e variáveis ambientais na detectabilidades de vocalizações de anuros do Parque Nacional das Emas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 30, p. 133–165, 1999.

BLAUSTEIN, A. R. and; KIESECKER, J. M. Complexity in conservation : lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters**, p. 597–608, 2002.

BRIDGES, A. S.; DORCAS, M. E. Temporal Variation in Anuran Calling Behavior: Implications for Surveys and Monitoring Programs. **Copeia**, v. 2000, n. 2, p. 587–592, 2000.

BROOKE, P. N.; ALFORD, R. A.; SCHWARZKOPF, L. Environmental and social factors influence chorusing behaviour in a tropical frog: Examining various temporal and spatial scales. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 49, n. 1, p. 79–87, 2000.

BROWN, C.; KIEHL, K.; WILKINSON, L. Advantages of long - term, multi - scale monitoring: assessing the current status of the Yosemite toad (*Anaxyrus [bufo] canorus*) in the Sierra Nevada. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 7, n. 2, p. 115–131, 2012.

CANESSA, S. et al. Integrating variability in detection probabilities when designing wildlife surveys: A case study of amphibians from south-eastern Australia. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 3, p. 729–744, 2012.

CAREY, C.; ALEXANDER, M. a. SPECIAL ISSUE : AMPHIBIAN DECLINES
Climate change and amphibian declines : is there a link ? **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 2, p. 111–121, 2003.

COLLINS, J. P.; STORFER, A. Global amphibian declines: Sorting the hypotheses.

Diversity and Distributions, v. 9, n. 2, p. 89–98, 2003.

FAHRIG, L. et al. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation**, v. 73, p. 177–182, 1995.

HEYER, W. R. et al. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian institution press, p. 384, 1994.

MADALOZZO, B. et al. Biodiversity assessment: Selecting sampling techniques to access anuran diversity in grassland ecosystems. **Wildlife Research**, v. 44, n. 1, p. 78–91, 2017.

NICHOLS, J. D.; WILLIAMS, B. K. Monitoring for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 12, p. 668–673, 2006.

NORI, J. et al. Amphibian conservation , land-use changes and protected areas : A global overview. **Biological Conservation**, v. 191, p. 367–374, 2015.

OBRIST, M. K. et al. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *In: Volume 8 - Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories* , **Abc Taxa**, v. 8, cap.5 p. 68–99, 2010.

OHMER, M. E.; BISHOP, P. J. Citation Rate and Perceived Subject Bias in the Amphibian-Decline Literature. **Conservation Biology**, v. 25, n. 1, p. 195–199, 2011.

OSEEN, K. L.; WASSERSUG, R. J. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. **Oecologia**, v. 133, n. 4, p. 616–625, 2002.

PLENDERLEITH, T. L. et al. Calling phenology of a diverse amphibian assemblage in response to meteorological conditions. **International Journal of Biometeorology**, v. 62, n. 5, p. 873–882, 2018.

SAENZ, D. et al. Abiotic Correlates of Anuran Calling Phenology: the Importance of Rain, Temperature, and Season. **Herpetological Monographs**, v. 20, n. 1, p. 64, 2007.

STORFER, A. Amphibian declines : future directions. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 2, p. 151–163, 2003.

SUGAI, L. S. M.; DESJONQUÈRES, C.; et al. A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, p. 1–16, 2019.

SUGAI, L. S. M.; SILVA, T. S. F.; et al. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review

and Perspectives. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 5–11, 2019.

TOLEDO, L. F. et al. The anuran calling repertoire in the light of social context. **Acta Ethologica**, v. 18, n. 2, p. 87–99, 2015.

WEIR, L. A. et al. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) Routes in Maryland. **Journal of Herpetology**, v. 39, n. 4, p. 627–639, 2005.

WELLS, K. D., *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago (2007)

WILLACY, R. J.; MAHONY, M.; NEWELL, D. A. If a frog calls in the forest: Bioacoustic monitoring reveals the breeding phenology of the endangered Richmond Range mountain frog (*Philoria richmondensis*). **Austral Ecology**, v. 40, n. 6, p. 625–633, 2015.

CAPÍTULO I

DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

INTRODUÇÃO

Os anuros brasileiros representam 14,65% da fauna de anuros do mundo, com 1093 espécies, distribuídos em 20 famílias e 105 gêneros (FROST, 2019; SEGALLA et al., 2019). Embora a riqueza de espécies de anfíbios esteja concentrada na bacia amazônica, existem pelo menos 209 espécies de anuros no Cerrado Brasileiro, com expectativas desse número aumentar ao longo dos anos, a partir de mais descrição de espécies (BUCKLEY; JETZ, 2007; VALDUJO et al., 2012). Todavia, o bioma Cerrado tem sofrido os impactos das atividades antrópicas que também prejudicam os anuros (RIBEIRO; COLLI; SOARES, 2017).

Agricultura e pecuária são as principais atividades econômicas no Cerrado e são responsáveis pela perda e fragmentação do habitat e alteração da estrutura do habitat, o que afeta negativamente os anuros (RIBEIRO; COLLI; SOARES, 2017). Além disso, essas atividades trazem outros problemas para o grupo, como por exemplo, a poluição das águas pelo uso de agrotóxico na agricultura, que pode causar mudanças no desenvolvimento larval, no comportamento sexual de adultos e consequente diminuição da densidade e riqueza de anuros (CAREY; BRYANT, 1995; MARQUES et al., 2017).

Nesse contexto, as unidades de conservação (UC) oferecem oportunidades para a conservação de anuros no Cerrado brasileiro (REZENDE OLIVEIRA et al., 2019). Em nível global, as áreas protegidas não fornecem a proteção adequada para os anfíbios (NORI et al., 2015). Já na escala do bioma Cerrado, as áreas protegidas aportam maior biodiversidade de anuros do que áreas não preservadas, além de serem base para a descoberta de espécies de anuros recentemente descritas (REZENDE OLIVEIRA et al., 2019), o que de certa forma, demonstra a importância de UCs.

O Parque Nacional das Emas (PNE), localizado no Centro-Oeste do Brasil, é uma das maiores áreas protegidas dentro do Bioma Cerrado (MMA, 2004). Todavia, a proximidade tanto de rodovias quanto de áreas de agricultura, pode prejudicar a integridade física e biológica do parque (REDFORD, 1985). Além disso, há outros fatores que podem prejudicar a diversidade de espécies, como o fogo descontrolado e o fato das principais nascentes que abastecem o fluxo de água do Parque se localizarem em áreas

desprotegidas e sujeitas a poluição (REDFORD, 1985). Os anfíbios, por serem animais ectotérmicos e susceptíveis às variações ambientais, como temperatura, umidade e precipitação, podem ser particularmente prejudicados por tais fatores (ALFORD; RICHARDS, 1999; WELLS, 2007). No entanto, para compreender como os anfíbios estão respondendo a tais variações ambientais no Parque Nacional das Emas, é necessário realizar um monitoramento contínuo e adequado.

O fato de os anfíbios terem a vocalização como principal forma de comunicação (WELLS, 2007) permite que a bioacústica seja uma ferramenta robusta em monitoramentos e estudos comportamentais (OBRIST et al., 2010). Outro fato que também faz com que a bioacústica seja útil em monitoramentos é que as vocalizações são espécie específicas, ou seja, é possível identificar as espécies a partir das vocalizações (KÖHLER et al., 2017). Os cantos de anúncio, por exemplo, são os cantos mais comuns, tendo como algumas de suas funções a atração de fêmeas para reprodução e indicação da localização do macho para os coespecíficos (TOLEDO et al., 2015). Além disso, alguns parâmetros do canto, como a frequência dominante, podem indicar o tamanho corporal do macho vocalizante (TOLEDO et al., 2015).

O objetivo deste estudo foi monitorar uma estação reprodutiva no Parque Nacional das Emas com registradores automáticos e buscas ativas para complementar o inventário de espécies de anuros do parque, além de explorar a eficiência amostral e variações na composição das comunidades. Esses inventários são importantes para o conhecimento sobre a diversidade desses animais (DA FONSECA et al., 2019). Até o momento, foram realizados dois inventários no PNE (ver MMA, 2004, KOPP, et al. 2010), com o registro de 29 espécies, e ambos utilizaram a metodologia de busca ativa em sítios de reprodução. O primeiro levantamento de espécies de anuros no Parque Nacional das Emas foi realizado no plano de manejo e foram encontradas 21 espécies dentro do parque (MMA, 2004). Depois disso, Kopp et. al., (2010) encontraram 18 espécies no parque. Embora a riqueza de anuros conhecida pelo PNE seja alta, esperamos encontrar espécies que não foram encontradas em outros trabalhos realizados no parque, devido ao uso do monitoramento passivo, metodologia complementar, que captura a variação temporal da atividade dos anuros e minimiza a interferência do pesquisador no sítio de vocalização (DIGBY et al., 2013; MADALOZZO et al., 2017; OBRIST et al., 2010)

MATERIAIS E MÉTODOS

1- Área de estudo

A coleta de dados foi realizada no Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil ($18^{\circ} 6' 23'' \text{S } 52^{\circ} 55' 40'' \text{O}$). Caracterizado pelo clima tropical úmido, com duas estações bem definidas: verão (chuvoso) e inverno (seco). A maioria das chuvas ocorre de novembro a março (MMA, 2004). Inclui todas as fitofisionomias do cerrado brasileiro, incluindo as áreas úmidas. Neste estudo, foram amostrados sete campos úmidos no PNE (Figura 1, Tabela 1, Figura 2). Os campos úmidos são fisionomias campestres, com cobertura herbácea graminosa e subarbustos esparsos, em solos temporária ou permanentemente encharcados (TANNUS; ASSIS, 2004).

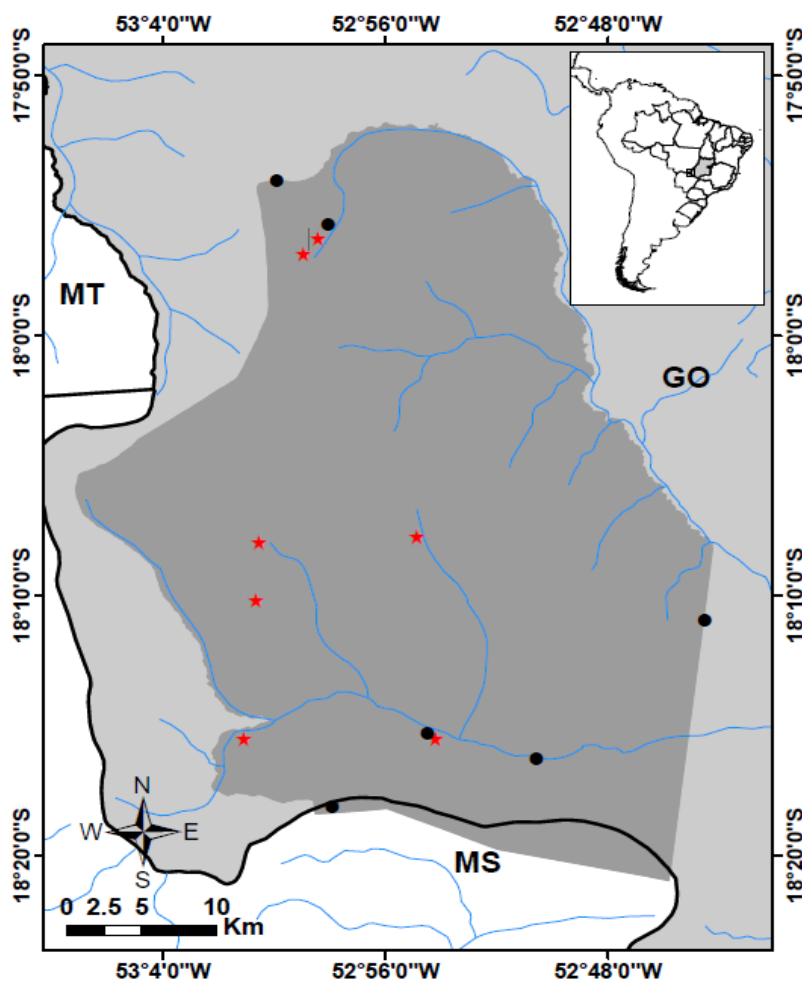


Figura 1. Mapa do Parque Nacional das Emas com pontos de amostragem do atual trabalho (vermelho) e pontos de amostragem de Kopp et. al 2010 (preto).

Tabela 1- Descrição dos locais amostrados do Parque Nacional das Emas (PNE).

Ponto	Coordenadas	Descrição
1	17°56'16.52" S 52°58'25.33" O	Campo úmido alagado durante o ano todo, com presença de gramíneas, arbustos e árvores.
2	18°15'29.22"S 52°54'11.76"O	Campo úmido alagado durante o ano todo, com presença de gramíneas e arbustos esparsos e próximo à vereda.
3	17°56'50.79"S 52°58'56.92"O	Campo úmido alagado apenas durante a estação chuvosa, com presença dominante de gramíneas.
4	18° 7'56.56"S 53° 0'32.36"O	Campo úmido alagado durante o ano todo, com presença dominante de gramíneas, próximo à vereda.
5	18° 7'42.27"S 52°54'52.45"O	Campo úmido alagado durante o ano todo, com presença dominante de gramíneas.
6	18°15'31.68"S 53° 1'5.79"O	Campo úmido alagado apenas durante a estação chuvosa, com presença dominante de gramíneas, próximo à vereda.
7	18°10'9.05"S 53° 0'38.68"O	Campo úmido alagado apenas durante a estação chuvosa, com presença dominante de gramíneas, próxima à vereda.



Figura 2- Pontos amostrados no Parque Nacional das Emas. As imagens A – G correspondem respectivamente aos pontos 1 – 7.

2- Amostragem

Para o monitoramento acústico passivo, sete registradores automáticos foram distribuídos pelos campos úmidos amostrados no PNE (Figura 1, Figura 2), com pelo menos 2 km de distância. Os registradores são gravadores de áudio TIGRINUS® GT001-T1.0V que usam o TASCAM DR-05 como o dispositivo responsável pela gravação de áudio (Wav, estéreo, taxa de amostragem de 44,1 kHz, 16 bits). Os gravadores foram colocados a aproximadamente 1 metro do solo, protegidos contra chuva. Os gravadores foram programados para iniciar os registros em 7 de setembro de 2018 e finalizaram 30 de abril de 2019. A programação dos registradores automáticos foi gravar 2 minutos a cada hora, em todas as horas do dia (24 horas) e a cada vez que os gravadores começavam a gravar, os *dataloggers* (Akso AK172) faziam uma amostragem da temperatura e umidade. A cada 45 dias foi feita a troca de cartões de memória (32GB).

As buscas ativas foram feitas por dois ou três pesquisadores devidamente treinados, nos campos úmidos que estavam os gravadores automáticos. As buscas tiveram o esforço amostral de 60 minutos (entre as 19:00-00:00) e ocorreram a cada 45 dias, aproximadamente. Nós registramos tanto espécies que estavam vocalizando quanto aquelas que foram avistadas, incluindo fêmeas e jovens. Foram realizadas no total 6 buscas ativas em cada ponto ao longo da estação reprodutiva.

3- Análise dos dados

As análises das gravações foram feitas no programa Raven Pro (versão 5.1) pela autora principal. Cerca de 34150 gravações foram analisadas e a partir do espectrograma e do som, as espécies foram identificadas. Para a identificação das espécies também foram realizadas consultas a especialistas. Os parâmetros dos espectrogramas utilizados na identificação foram: windows type = Hann, windows size = 512, time grid overlap = 50, time grid hop size = 526, FFT size= 512 e grid spacing= 93,8 Hz. Os sonogramas foram feitos no programa R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2018), através do pacote “Seewave” (SUEUR, 2008).

Para explorar a eficiência amostral, nós fizemos curvas de acumulação de espécie com dados baseados em amostra (incidência), no qual a unidade amostral não são os indivíduos, mas o tempo de pesquisa (dias) que é amostrado aleatoriamente (CHAO *et al.*, 2014). Nós utilizamos 100 aleatorizações e utilizamos dois estimadores Jackknife 1 e Bootstrap para comparar com a riqueza observada (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

Utilizamos como uma unidade de esforço amostral um dia de amostragem de todos os gravadores (17:00-05:00) e cada visita a campo (buscas ativas). No total, somando o esforço amostral das duas metodologias obtivemos 154 dias de amostragem (148 dias de amostragem passiva e 6 buscas ativas). As curvas foram calculadas pelo programa R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018), através do pacote “vegan” (OKSANEN et. al., 2018).

Para comparar a similaridade de espécies entre os pontos amostrais nós utilizamos o índice de dissimilaridade de Jaccard. Em seguida foi feito um *cluster* hierárquico pelo método “average” para comparar a dissimilaridade entre pontos. Essas análises foram feitas no programa R 3.5.1 (R Core Team, 2018), utilizando o pacote “vegan” (OKSANEN et. al., 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Registramos 21 espécies de anuros a partir do monitoramento total (monitoramento acústico passivo e busca ativa); (Tabela 2, Figura 3, Figura 4). As famílias de anuros encontradas foram: Bufonidae (1), Hylidae (7), Leptodactylidae (9), Microhylidae (1) e Odontophrynidae (3) (Tabela 2). Desse total, doze espécies tiveram sua ocorrência registrada a partir das buscas ativas e todas elas foram registradas pelos gravadores automáticos (Figura 3, Figura 4). Todavia, nove espécies foram registradas apenas pelos registradores automáticos sendo que cinco dessas espécies só foram registradas em apenas um ponto (Tabela 2).

Tabela 2- Espécies encontradas nos pontos amostrados (P1-P7) no Parque Nacional das Emas. G indica que a espécie foi encontrada por gravador automático, enquanto A indica que foi encontrada pela busca ativa.

Espécies	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Bufonidae							
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	G	G	G	G	G		G/A
Hylidae							
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)						G	
<i>Dendropsophus jimi</i> (Napoli & Caramaschi, 1999)	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	G	G	G	G	G	G/A	G/A
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	G/A	G/A	G/A	G	G/A	G/A	G/A
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	G		G			G	G
<i>Scinax</i> aff. <i>similis</i>			G	G	G	G	G
Leptodactylidae							
<i>Adenomera</i> cf. <i>hylaedactyla</i>	G/A	G/A	G/A	G/A	G		G
<i>Adenomera saci</i> (Carvalho & Giaretta, 2013)			G				
<i>Leptodactylus furnarius</i> (Sazima & Bokermann, 1978)	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)			G	G	G		
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)		G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	G	G/A	G	G	G	G/A	G
<i>Leptodactylus</i> gr. <i>melanonotus</i>	G						

<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta & Costa, 2007				G/A	G	G	G	G/A
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
Microhylidae								
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A	G/A
Odontophrynidae								
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt & Lütken, 1861	G							G
Espécie não identificada					G			
<i>Proceratophrys</i> sp.							G	
Riqueza	13	12	16	14	14	14	15	

Todas as doze espécies encontradas na busca ativa já haviam sido registradas no PNE (Tabela 2; Tabela 3; Figura 3);(KOPP; SIGNORELLI; BASTOS, 2010; MMA, 2004). Todavia, a partir do monitoramento acústico passivo nós registramos seis espécies que não haviam sido registradas no PNE: *Boana raniceps*, *Scinax* aff. *similis*, *Leptodactylus* gr. *melanonotus*, *Odontophrynus cultripes*, *Proceratophrys* sp. e um odontoprínideo não identificado. Por outro lado, não encontramos nove espécies que foram registradas nos campos úmidos do PNE em trabalhos anteriores: *D. rubicundulus*, *P. ameghini*, *P. saltica*, *P. aff. falcipes*, *P. biligonigerus*, *P. centralis*, *L. podicipinus*, *P. nattereri* e *R. rubescens* (Tabela 3);(KOPP; SIGNORELLI; BASTOS, 2010; MMA, 2004).

Tabela 3- Espécies de anuros registradas nos três trabalhos realizados no Parque Nacional das Emas (PNE); PM- Plano de manejo do PNE (MMA, 2004); Kopp- Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil (KOPP; SIGNORELLI; BASTOS, 2010); PT- Monitoramento 2018-2019 (presente trabalho). SC- Status de conservação de acordo com a IUCN; PA- Pouco Ameaçada;NA -Não avaliada.

Espécies	SC	PM	KOPP	PT
Bufonidae				
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	PA	X	X	X
<i>Rhinella rubescens</i> (A. Lutz, 1925)	PA	X		
Hylidae				
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	PA	X	X	X
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	PA			X
<i>Dendropsophus jimi</i> (Napoli & Caramaschi, 1999)	PA		X	X
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	PA	X	X	X
<i>Dendropsophus</i> gr. <i>nanus</i>	-	X		
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (Reinhardt & Lütken, 1862)	PA	X		
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	PA	X	X	X
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	PA	X		X
<i>Scinax</i> aff. <i>similis</i> (Cochran, 1952)	PA			X
<i>Scinax</i> gr. <i>ruber</i>	-	X	X	
Leptodactylidae				
<i>Adenomera</i> cf. <i>hylaedactyla</i>	-		X	X
<i>Adenomera saci</i> (Carvalho & Giaretta, 2013)	PA	X		X
<i>Leptodactylus furnarius</i> (Sazima & Bokermann, 1978)	PA	X	X	X
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	PA	X	X	X
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	PA	X	X	X
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	PA	X	X	X
<i>Leptodactylus</i> gr. <i>melanonotus</i>	-			X
<i>Leptodactylus petersii</i> (Steindachner, 1864)	PA	X		

<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	PA		X	
<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta & Costa, 2007	PA		X	X
<i>Pseudopaludicola ameghini</i> (Cope, 1887)	NA	X		
<i>Pseudopaludicola saltica</i> (Cope, 1887)	PA		X	
<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i>	-		X	
<i>Physalaemus biligonigerus</i> (Cope, 1861)	PA	X		
<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962	PA		X	
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	PA	X	X	X
<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	PA	X		
Microhylidae				
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (Boettger, 1885)	PA	X		
<i>Elachistocleis</i> cf. <i>cesarii</i>	-		X	X
<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	NA	X		
Odontophrynidae				
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt & Lütken, 1861	PA			X
Espécie não identificada	-			X
<i>Proceratophrys</i> sp	-			X
Total		21	18	21

Considerando os seis novos registros, a espécie *Boana raniceps* já foi registrada no entorno do PNE (KOPP et al. 2010). Essa espécie possui ampla distribuição (FROST, 2019) e é típica de áreas abertas (ZIMMERMAN, 1983). A espécie *Odontophrynus cultripes* possui distribuição restrita aos estados de Minas Gerais, Goiás e Rio Grande do Sul (FROST, 2019). A espécie *Scinax similis* a princípio, tem distribuição restrita a região costeira do Rio de Janeiro até o Espírito Santo, com registros em Itapúa, Misiones, Paraguai (FROST, 2019). Todavia, a partir das comparações das gravações com o canto de anúncio descrito da espécie (BILATE; LACK, 2011) e dos indivíduos encontrados, nós identificamos essa espécie no PNE como *S. aff. similis*, sendo necessária a realização de análises complementares para saber se trata de uma espécie nova para a ciência ou se é uma nova ocorrência de *S. similis*.

Com relação a espécie não identificada, sabe-se que pertence a família Odontoprindae, mas devido as qualidades do áudio, nós não conseguimos identificar até nível de espécie (Figura 4T). O mesmo ocorreu com a espécie do grupo *Leptodactylus melanonotus* (Figura 4O). A espécie *Proceratophrys* sp. pode ser tanto *P. moratoi* quanto *P. dibernadoi*. Devido ao fato de os cantos de anúncio possuírem características temporais e espectrais similares, nós não conseguimos diferenciá-las apenas pelo canto de anúncio (BRASILEIRO; MARTINS; JIM, 2008; FERREIRA et al., 2016). Além disso, a distribuição dessas espécies se sobrepõe: *Proceratophrys moratoi* é endêmica do Cerrado, do estado de São Paulo, oeste Minas Gerais e sudoeste de Goiás, enquanto *Proceratophrys dibernadoi* já foi registrado nos municípios de Mineiros, Jataí, Rio Verde

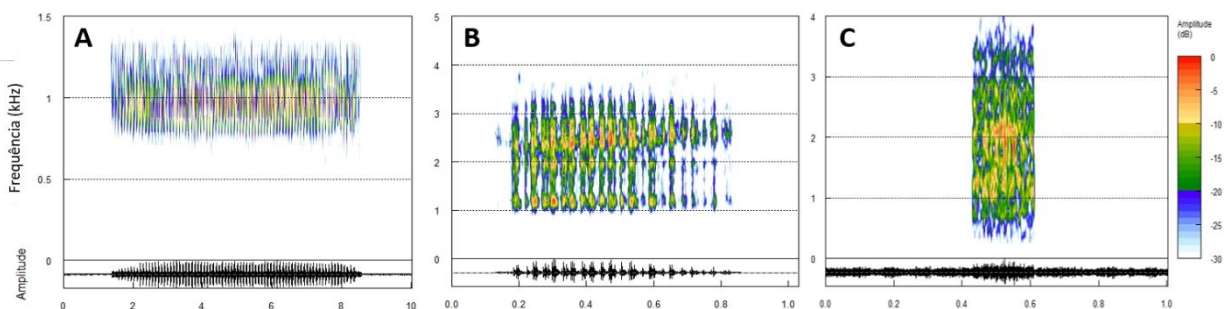
e Aporé no sudoeste de Goiás, nos municípios de Alto Taquari, Alto Araguaia e Barra do Garças, no Mato Grosso e em Campo Grande, no Mato Grosso do Sul (FROST, 2019).

Algumas espécies (*Adenomera martinezi*, *Adenomera hylaedactyla*, *Leptodactylus ocellatus*, *Physalaemus fuscumaculatus* and *Rhinella schneideri*) que foram registradas em trabalhos anteriores tiveram revisões taxonômicas. A espécie *Adenomera martinezi* por exemplo, registrada por Kopp et. al. (2010) é, na verdade, *Adenomera saci*, espécie descrita por Carvalho e colaboradores, em 2013. De acordo com Carvalho et. al (2013), *A. martinezi* é endêmica da sua localidade tipo (Cachimbo, sudoeste do estado do Pará) enquanto que *A. saci* possui ampla distribuição na região norte e central do Brasil (CARVALHO; GIARETTA, 2013). Com relação a espécie *Adenomera hylaedactyla* que havia sido registrada no PNE por Kopp et. al. (2010), provavelmente se trata de outra espécie e, assim, utilizamos *Adenomera cf. hylaedactyla* (CARVALHO et al, in press). As espécies *Leptodactylus ocellatus*, *Physalaemus fuscumaculatus* e *Rhinella schneideri* passaram por revisão taxonômica e correspondem atualmente, respectivamente, a *Leptodactylus latrans* (LAVILLA et al., 2010), *Physalaemus biligonigerus* (KOLENC et al., 2011) e *Rhinella diptycha* (LAVILLA; BRUSQUETTI, 2018).

Todas as espécies registradas no PNE possuem o status de menor preocupação de acordo com as categorias da Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2019). Esta categoria engloba espécies generalistas e abundantes que não se enquadram em outras categorias de maior grau de ameaça (IUCN, 2019). Devido ao fato de não terem sido identificadas até nível de espécie, não há status de conservação para *Dendropsophus gr. nanus*, *Scinax gr. ruber*, *Adenomera cf. hylaedactyla*, *Leptodactylus gr. melanonotus*, *Pseudopaludicola aff. falcipes*, *Proceratophrys sp* e espécie não identificada. E não há status de conservação para as espécies *Pseudopaludicola ameghini* e *Elachistocleis cesarii* por falta de avaliação pela IUCN (IUCN, 2019).



Figura 3-Anuros registrados no Parque Nacional das Emas. Todas essas espécies foram registradas nas buscas ativas, com exceção da espécie *Scinax* aff. *similis*. A- *Boana albopunctata*, B- *Dendropsophus jimi*, C- *D. minutus*, D- *Scinax fuscomarginatus*, E- *S. aff. similis*, F- *Adenomera* cf. *hylaedactyla*, G- *Leptodactylus furnarius*, H- *L. labyrinthicus*, I- *L. latrans*, J- *Physalaemus cuvieri*, K- *Elachistocleis* cf. *cesarii*.



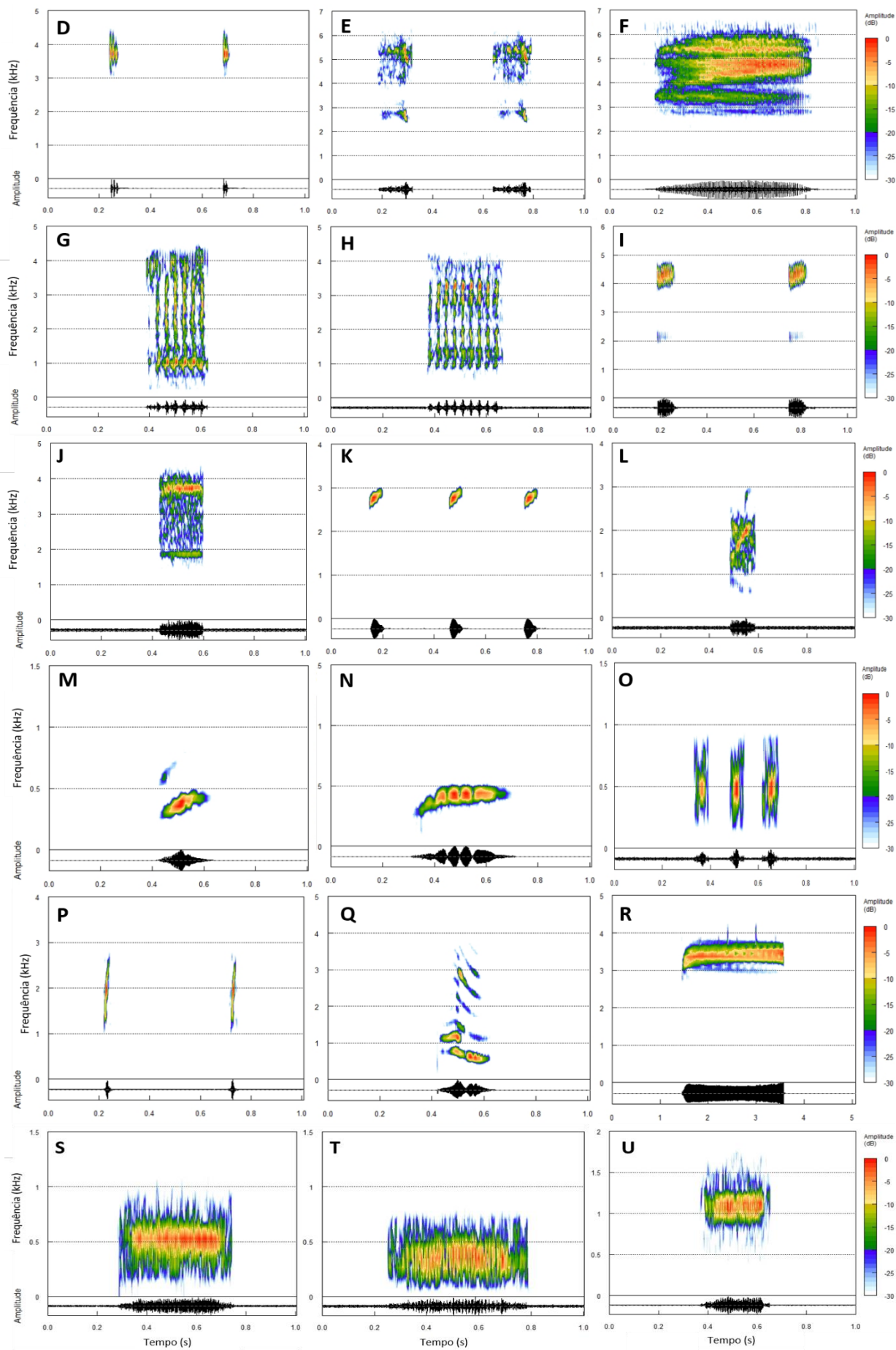


Figura 4-Sonograma das vocalizações das 21 espécies registradas no Parque Nacional das Emas gerados a partir do monitoramento acústico passivo. As figuras superiores correspondem ao espectrograma de uma, duas ou três vocalizações e, abaixo, o respectivo oscilograma. A- *Rhinella diptycha*, B- *Boana albopunctata*, C- *Boana raniceps*, D- *Dendropsophus jimi*, E- *D. minutus*, F- *Scinax fuscomarginatus*, G- *S. fuscovarius*, H- *S. aff. similis*, I- *Adenomera cf. hylaedactyla*, J- *Adenomera saci*, K- *Leptodactylus furnarius*, L- *L. fuscus*, M- *L. labyrinthicus*, N- *L. latrans*, O- *Leptodactylus gr. melanonotus*, P- *L. sertanejo*, Q- *P. cuvieri*, R- *Elachistocleis cf. cesarii*, S- *Odontophrynus cultripes*, T- Espécie não identificada, U- *Proceratophrys* sp.

Pela análise de agrupamento foi observada maior similaridade entre os campos úmidos dos pontos 3 e 4, ambos com vegetação gramínea como dominante (Tabela 1, Figura 2). Os pontos 6 e 1 são os que apresentam maior dissimilaridade de espécies com os demais pontos. Enquanto o ponto 6 só é alagado durante a estação chuvosa, é dominado por gramíneas e fica próximo a vereda, o ponto 1 é alagado durante o ano todo, possui além de gramíneas arbustos e árvores e não está próximo a vereda (Tabela 1, Figura 2). Todavia, todos os pontos apresentam no mínimo 75% de similaridade entre eles (Figura 5).

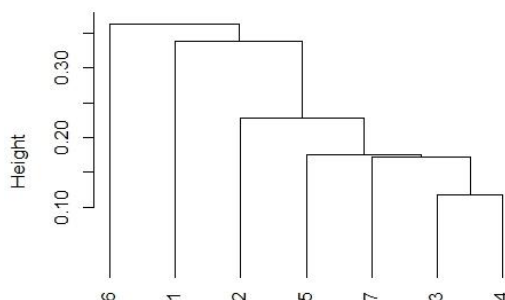


Figura 5- Dendrograma de dissimilaridade de espécies entre os períodos da estação reprodutiva gerado pelo método “average” utilizando o índice de Jaccard.

Com relação a curva de acumulação de espécies, não encontramos tendência à estabilização. A riqueza observada (21 espécies) corresponde a 94,76% da riqueza estimada pelo *bootstrap* (22,16 espécies) e a 87,57% da riqueza estimada pelo *Jackknife 1* (23,98 espécies) (Figura 6). A não estabilização da curva indica que as metodologias utilizadas não foram eficientes para amostrar toda a riqueza do Parque Nacional das Emas, indicando que há potencial para espécies que ainda não foram registradas.

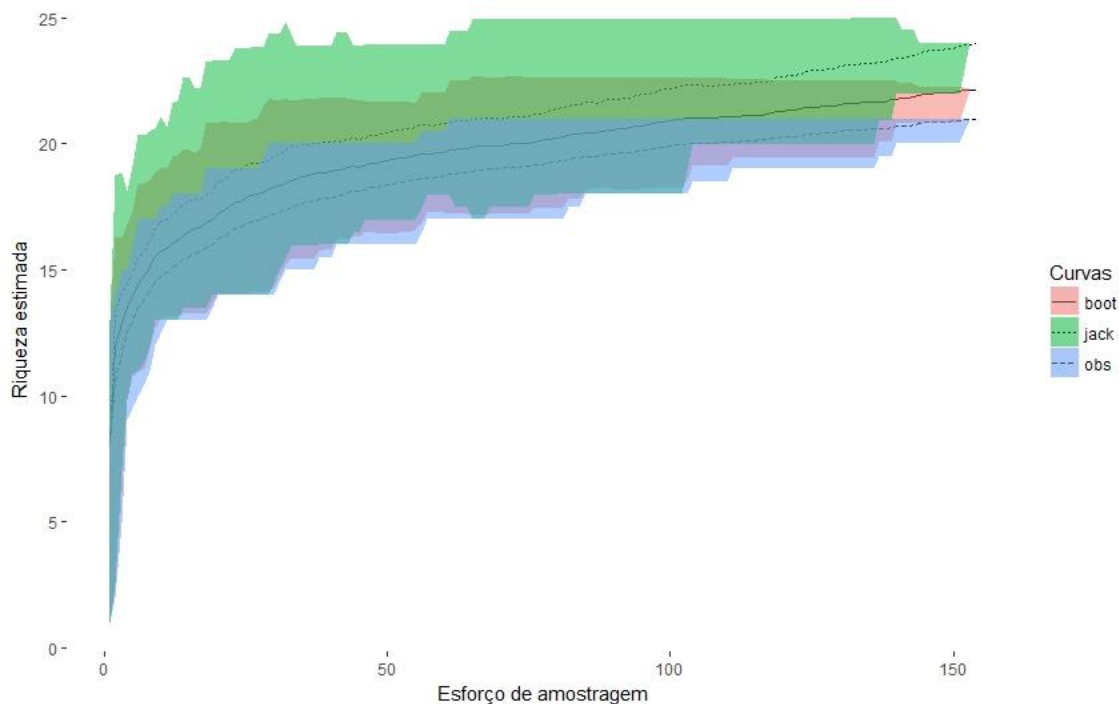


Figura 6- Curva de acumulação de espécies obtidas a partir de 100 aleatorizações. Boot- Curva estimada por *Bootstrap*, Jack- curva estimada por *Jackknife1* e Obs- Curva de acumulação de espécies com riqueza observada.

Provavelmente, a presença de espécies pouco abundantes detectadas apenas pelo monitoramento passivo influenciou na não estabilização da curva de acumulação de espécies, como ocorreu em outro trabalho (SILVA E SILVA; COSTA-CAMPOS, 2018). Dos seis novos registros desse estudo, cinco espécies foram encontradas apenas em um ou dois pontos e em menos de 10 gravações: *B. raniceps* e *L. gr. melanotus*, *Odontophrynus cultripes*, *Proceratophrys* sp. e espécie não identificada. Provavelmente, essas espécies com baixa atividade vocal e pouco abundantes só foram identificadas devido ao monitoramento acústico passivo, pois sabe-se que o monitoramento acústico passivo possibilita detectar espécies raras e/ou com baixa atividade vocal (CORN; MUTHS; IKO, 2000; HSU; KAM; FELLERS, 2005).

A bioacústica é frequentemente utilizada como ferramenta para estudos taxonômicos (KÖHLER et al., 2017). Todavia, para que o monitoramento acústico passivo seja viável é necessário mais informações sobre as vocalizações específicas de cada espécie, bibliotecas de sons arquivadas publicamente e conjuntos de dados de áudio de vários anos (GIBB et al., 2019; GUERRA et al., 2018). O Cerrado é o bioma brasileiro com maior percentual de espécies endêmicas com cantos de anúncios descritos (77,1%),

o que auxilia bastante a direcionar as análises de gravações obtidas por monitoramento passivo deste bioma (GUERRA et al., 2018).

Devido aos crescentes impactos, como a expansão da agricultura e pecuária, é necessário monitorar a anurofauna deste bioma. O PNE é uma das maiores unidades de conservação do Cerrado, mas isso não necessariamente garante a proteção de espécies de anuros. No entanto, para identificar se o parque está efetivamente conservando espécies de anfíbios, é necessário realizar monitoramentos a longo prazo. O monitoramento passivo associado ao monitoramento ativo são ferramentas cruciais que nos permite estudar a dinâmica das populações de anfíbios no PNE. Com um monitoramento adequado, por exemplo, será possível capturar eventuais impactos do fogo sobre as populações de anuros no interior do parque. Considerando os resultados do nosso trabalho e os estudos anteriores, existem 35 espécies de anuros no PNE e provavelmente, há mais espécies a serem encontradas no PNE, portanto sugere-se mais estudos no local. Para isso, o monitoramento acústico passivo pode ser utilizado. De forma que, a maior eficiência desse método irá depender de estudos relacionados a descrição de cantos e uma ampla biblioteca de áudios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 30, p. 133–165, 1999

BILATE, M.; LACK, E. The Advertisement Call of *Scinax similis* (Cochran, 1952) (Amphibia, Anura) . **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 1, p. 54–58, 2011.

BRASILEIRO, C. A.; MARTINS, I. A.; JIM, J. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Odontophrynus moratoi*: Distribution extension and advertisement call. **Check List**, v. 4, n. 4, p. 382–385, 2008.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1614, p. 1167–1173, 2007.

CAREY, C.; BRYANT, C. J. Possible Interrelations among Environmental Toxicants, Amphibian Development, and Decline of Amphibian Populations. **Environmental Health Perspectives**, v. 103, p. 13–17, 1995.

CARVALHO, T. R. D. E.; GIARETTA, A. A. Taxonomic circumscription of *Adenomera martinezi* (Bokermann, 1956) (Anura: Leptodactylidae: Leptodactylinae) with the recognition of a new cryptic taxon through a bioacoustic approach. **Zootaxa** v. 3701, n.2, p. 207–237, 2013.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences**, v.345, n.1311, p. 101–118, 1994.

COLLINS, J. P.; STORFER, A. Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 2, p. 89–98, 2003.

CORN, Paul Stephen; MUTHS, E.; IKO, W. M. A comparison in Colorado of three methods to monitor breeding amphibians. **Northwestern naturalist**, v. 8, n. 1, p. 22–30, 2000.

DA FONSECA, W. L. et al. Herpetofauna of Porto Walter and surrounding areas,

southwest Amazonia, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 12, p. 91–107, 2019.

DIGBY, A. et al. A practical comparison of manual and autonomous methods for acoustic monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 7, p. 675–683, 2013.

FERREIRA, C. M. M. et al. The advertisement call and geographic distribution of *Proceratophrys dibernardoii* Brandão, Caramaschi, Vaz-Silva & Campos 2013 (Anura, Odontophrynidae). **Zootaxa**, v. 4205, n. 5, p. 480–482, 2016.

FROST, D. R. 2019. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (Date of access). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001

GIBB, R. et al. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 169–185, 2019.

GUERRA, V. et al. The advertisement calls of Brazilian anurans: Historical review, current knowledge and future directions. **PLoS ONE**, v. 13, n. 1, 2018.

HSU, M.-Y.; KAM, Y.-C.; FELLERS, G. M. Effectiveness of Amphibian Monitoring Techniques in a Taiwanese Subtropical Forest. **Herpetological Journal**, v. 15, p. 73–79, 2005.

IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-3. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 20 December 2019.

KÖHLER, J. et al. The use of bioacoustics in anuran taxonomy: Theory, terminology, methods and recommendations for best practice. **Zootaxa**, v. 4251, n. 1, p. 1–124, 2017.

KOLENC, F. et al. The Identity of *Eupemphix fuscomaculatus* Steindachner, 1864 (Amphibia: Anura). **Copeia**, v. 2011, n. 4, p. 513–522, 2011.

KOPP, K.; SIGNORELLI, L.; BASTOS, R. P. Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, Estado de Goiás, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 192–200, 2010.

LAVILLA, E. O. et al. The identification of *Rana ocellata* Linnaeus, 1758. Nomenclatural impact on the species currently known as *Leptodactylus ocellatus* (Leptodactylidae) and *Osteopilus brunneus* (Gosse, 1851) (Hylidae). **Zootaxa**, v. 2346, n. 3, p. 1–16, 2010.

LAVILLA, E. O.; BRUSQUETTI, F. On the identity of *Bufo diptychus* Cope, 1862 (anura: Bufonidae). **Zootaxa**, v. 4442, n. 1, p. 161–170, 2018.

MADALOZZO, B. et al. Biodiversity assessment: Selecting sampling techniques to access anuran diversity in grassland ecosystems. **Wildlife Research**, v. 44, n. 1, p. 78–91, 2017.

MARQUES, T. A. et al. Model-based approaches to deal with detectability: A comment on Hutto (2016a): A. **Ecological Applications**, v. 27, n. 5, p. 1694–1698, 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Plano de manejo do Parque Nacional das Emas. 2004

NORI, J. et al. Amphibian conservation , land-use changes and protected areas : A global overview. **Biological Conservation**, v. 191, p. 367–374, 2015.

OBRIST, M. K. et al. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *In*: Volume 8 - Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories, **Abc Taxa**, v. 8, cap.5 p. 68–99, 2010.

OKSANEN et. al. vegan: Community Ecology Package. R package. Version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2018

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REDFORD, K.H. Emas National Parks and the plights of Brazilian cerrados.

Oryx: the journal of the fauna preservation. v.19 n. 4, p. 210-214, 1985.

WELLS, K. D., The Ecology and Behavior of Amphibians. University of Chicago Press, Chicago (2007)

REZENDE OLIVEIRA, S. et al. Are protected areas effective in preserving anurans and promoting biodiversity discoveries in the Brazilian Cerrado? **Journal for Nature Conservation**, v. 52, p.1-5, 2019.

RIBEIRO, J.; COLLI, G. R.; SOARES, A. M. V. M. The anurofauna of a vanishing savanna: the case of the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–23, 2017.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetologia Brasileira**, v. 8, p. 65–96, 2019

SILVA E SILVA, Y. B.; COSTA-CAMPOS, C. E. Anuran species composition of Cancão municipal natural park, municipality of Serra do Navio, Amapá state, Brazil. **ZooKeys**, v. 762, p. 131–148, 2018.

SUEUR J., AUBIN T., SIMONIS C. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. **Bioacoustics**, 18: 213-226, 2008.

TANNUS, J. L. S.; ASSIS, M. A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina - SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 3, p. 489–506, 2004.

TOLEDO, L. F. et al. The anuran calling repertoire in the light of social context. **Acta Ethologica**, v. 18, n. 2, p. 87–99, 2015.

VALDUJO, P. H. et al. 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.

ZIMMERMAN, B. L. A Comparison of Structural Features of Calls of Open and Forest Habitat Frog Species in the Central Amazon. **Herpetologica**, v. 39, n. 3, p. 235–246, 1983.

CAPÍTULO II

COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS BUSCAS ATIVAS E DO MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO NA DETECÇÃO DE ANUROS

INTRODUÇÃO

O declínio de populações de anfíbios têm sido associada a diversos fatores como: mudanças climáticas, doenças e modificação de habitats (ALFORD; RICHARDS, 1999). Para entender melhor o declínio populacional deste grupo, o monitoramento a longo prazo é uma das técnicas que precisam ser implementadas (BLAUSTEIN *et al.*, 2011; STORFER, 2003). Todavia, existem problemas nos monitoramentos atuais relacionados a falta de foco e planejamento (LINDENMAYER; LIKENS, 2009). Como o fato de que muitos focam primeiramente na coleta de dados e depois nas teorias, perguntas e hipóteses envolvidas (LINDENMAYER; LIKENS, 2009), e sem um planejamento, uma série de perguntas importantes para o entendimento das tendências populacionais de um determinado táxon, por exemplo, poderiam ficar sem respostas. Além disso, não há, muitas vezes, padronização na metodologia, o que inviabiliza conclusões robustas e comparações entre estudos (MAGURRAN *et al.*, 2010). E, até mesmo dentro de uma mesma metodologia, há diferentes formas de amostragem, o que dificulta entender as mudanças a longo prazo na biodiversidade (SUGAI; DESJONQUÈRES; *et al.*, 2019).

A padronização das técnicas de amostragem de anuros é um desafio para os pesquisadores, por se tratar de um grupo com alta diversidade de espécies (MADALOZZO *et al.*, 2017), com uma variada gama de comportamentos, áreas de distribuição e adensamento populacionais. Assim, as técnicas de amostragem são também variadas e, muitas vezes, espécie-específicas (HEYER *et al.*, 1994). As principais técnicas são: encontro visual, transectos auditivos, monitoramento acústico passivo e armadilhas de interceptação e queda (HEYER *et al.*, 1994; OBRIST *et al.*, 2010). Os encontros visuais são bastante utilizados para inventários e monitoramento a longo prazo (HEYER *et al.*, 1994). Outras técnicas comuns no monitoramento a longo prazo são as pesquisas auditivas tradicionais, que incluem os transectos auditivos (DORCAS *et al.*, 2009).

É mais comum, todavia, encontrar trabalhos utilizando mais de uma metodologia, pois a eficiência das metodologias varia dependendo do grupo (GOLDBERG; SCHWALBE, 2012; HSU; KAM; FELLERS, 2005; MRAZ; WEIR; MCLAUGHLIN, 2018). Os encontros visuais, por exemplo, não são eficientes para detectar espécies fossoriais e arborícolas que habitam o dossel (HEYER *et al.*, 1994). Por outro lado,

pesquisas auditivas são praticamente ineficientes para espécies que possuem cantos de baixa amplitude ou que não vocalizam (HSU; KAM; FELLERS, 2005).

Todavia, o fato da maioria das espécies de anuros vocalizarem faz com que o monitoramento acústico seja bastante utilizada (MADALOZZO *et al.*, 2017; WELLS, 2007). Os transectos auditivos e os gravadores automáticos são metodologias que utilizam as vocalizações dos anuros nas amostragens (HEYER *et al.*, 1994; OBRIST *et al.*, 2010). Os machos emitem vocalizações conhecidas como cantos de anúncio, que são utilizados para atração das fêmeas e manutenção da distância entre os machos (TOLEDO *et al.*, 2015). Esses cantos possuem propriedades acústicas específicas, tais como: frequência dominante, duração do canto, número de notas e pulsos (KÖHLER *et al.*, 2017, WELLS, 2007). Desta forma, é possível identificar as espécies por seus cantos.

O padrão de atividade de vocalização dos anuros pode ser prolongado (ao longo de semanas a meses) ou explosivo (ocorre em poucos dias) (WELLS, 1977). Além disso, variações diárias ou sazonais no padrão de atividades de vocalização de anuros podem ocorrer devido a predação (WELLS, 2007) ou fatores ambientais como temperatura e precipitação (BERTOLUCI, 1998; PLENDERLEITH *et al.*, 2018; SAENZ *et al.*, 2006; WEIR *et al.*, 2005; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Portanto, a metodologia para o monitoramento deve considerar o efeito da variação temporal, para aumentar a probabilidade de amostrar espécies cuja atividade é afetada a partir de variações temporais.

Desta forma, o monitoramento acústico passivo (MAP) é uma técnica que realidade permite monitorar com maior precisão variações temporais em diferentes escalas (minutos, horas ou dias). Esse tipo de monitoramento utiliza sistemas de gravadores que podem ser tanto manuais quanto programáveis, que geralmente consistem em unidades autônomas de registo e armazenamento de sons ambientais (OBRIST *et al.*, 2010; SUGAI; SILVA; *et al.*, 2019). Esta técnica vem sido utilizada cada vez mais ao longo dos últimos anos (SUGAI; SILVA; *et al.*, 2019) devido à grande quantidade de dados obtida, a não interferência do pesquisador no sítio de vocalização, a detecção de diferentes padrões de atividade de vocalização de espécies, redução do efeito da variação temporal e redução do número de horas gastas por pessoa no campo, que diminui o custo geral do monitoramento (DIGBY *et al.*, 2013; MADALOZZO *et al.*, 2017; OBRIST *et al.*, 2010). Todavia, esse método possui algumas desvantagens, como a dificuldade de armazenamento e análise da grande quantidade de dados obtida, a dificuldade em detectar

algumas espécies em função do menor raio de detecção comparado com as buscas ativas (PLENDERLEITH et al., 2018) e a gastos associados a manutenção dos equipamentos a longo prazo (p. ex. pilhas) para operações mais longas (DIGBY et al., 2013; OBRIST et al., 2010).

O monitoramento acústico tradicional, que tem sido usado ao longo dos anos, é comumente feito por transectos auditivos, nos quais os observadores ouvem as vocalizações de anuros ao longo de uma determinada área/transecto e registram todas as espécies detectadas durante esse período (DORCAS et al., 2009; FURLANI et al., 2009; GANGENOVA; ZURITA; MARANGONI, 2018; HEYER et al., 1994). Além disso, também são feitos a partir de transectos auditivos associados a encontra visuais, conhecidos como buscas ativas, onde os observadores registram tanto os anuros que estavam vocalizando quanto aqueles que foram encontrados visualmente (CORN; BURY, 1990; RÖDEL; ERNST, 2004; ZIMMERMAN; SIMBERLOFF, 1996). Considerando o monitoramento por busca ativa, as vantagens estão relacionadas a possibilidade de se encontrar fêmeas, jovens e até mesmo machos adultos que não estavam vocalizando (MADALOZZO et al., 2017). Em contrapartida, há maior propensão a vieses decorrentes da variação de atividades diária ou sazonal e do fato da presença do observador influenciar, negativamente, o comportamento dos animais (DIGBY et al., 2013; MADALOZZO et al., 2017). Além disso, as buscas ativas variam em função da capacidade do observador, já que depende da experiência dos mesmos (HUTTO; STUTZMAN, 2009).

Já existem esforços direcionados em entender melhor as vantagens e desvantagens das metodologias de monitoramento de anuros (CORN; MUTHS; IKO, 2000; GUZY; PRICE; DORCAS, 2014; MRAZ; WEIR; MCLAUGHLIN, 2018; RIBEIRO-JÚNIOR et al., 2008; ROCHA et al., 2005; RÖDEL; ERNST, 2004; SILVA, 2011), incluindo comparações entre BA e MAP (HSU; KAM; FELLERS, 2005; MADALOZZO et al., 2017; PARRIS; NORTON; CUNNINGHAM, 1999). Todavia, devido aos diversos protocolos existentes e a falta de padronização dos monitoramentos automáticos (SUGAI; DESJONQUÈRES; et al., 2019), é necessário entender melhor as diferenças tanto entre protocolos quanto entre a busca ativa e protocolos. Desta forma, conseguiremos uma melhor padronização, que permitirá comparações entre estudos e maior eficiência dos monitoramentos.

Considerando que ambas as técnicas de monitoramento acústico possuem vantagens e desvantagens e que algumas metodologias podem ser espécie-específicas, o objetivo geral deste trabalho é realizar uma avaliação metodológica do monitoramento de anuros feito por busca ativa e monitoramento passivo. Desta forma, nosso objetivo é analisar se a detectabilidade dos métodos de busca ativa e monitoramento passivo são comparáveis para: 1) diferentes esforços amostrais; 2) igual esforço amostral com diferentes janelas temporais. Os nossos resultados pretendem auxiliar na escolha do tipo de amostragem e no desenho do esforço amostral aplicado em programas de monitoramento de anuros.

MATERIAIS E MÉTODOS

1- Área de estudo

O Parque Nacional das Emas (PNE) é uma unidade de conservação de proteção integral, localizada próxima à divisa dos estados de Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. O clima da região é tropical úmido, com duas estações bem definidas: verão (úmido) e inverno (seco). A maior parte das chuvas ocorrem de novembro a março (MMA, 2004). O parque está situado dentro da região do Cerrado e possui quase todas as fitofisionomias deste bioma (REDFORD, 1985). Em relação aos anfíbios anuros no PNE e entorno, 29 espécies foram registradas na literatura. De acordo com o plano de manejo, 22 espécies ocorrem no interior do Parque e as outras 4 apenas no entorno. Os locais de maior densidade de anfíbios são as bordas de mata de solo encharcado e os campos úmidos, sendo esta última fitofisionomia o ambiente escolhido para as amostragens do presente estudo (MMA, 2004).

2- Amostragem

As gravações foram realizadas na estação reprodutiva de 2018-2019 (setembro - abril), com o uso de sete registradores automáticos distribuídos por sete campos úmidos dentro do PNE (Figura 1; Tabela 1), que estão distantes entre si, no mínimo, por 2 km.

Os gravadores automáticos utilizados foram áudio-gravadores TIGRINUS® GT001-T1.0V. Os gravadores foram colocados aproximadamente a 1 metro do solo, com proteção contra chuva (Figura 2). A programação utilizada foi: gravação de 2 minutos a cada hora, entre 00:00 e 23:00, totalizando 48 minutos de gravação por dia. Considerando os estudos de monitoramento acústico passivo, apenas 23,1% utilizam gravações descontínuas e desses estudos, 46,9% utilizam uma única gravação por hora, sendo que

59% com duração de até 3 minutos (SUGAI; DESJONQUÈRES; et al., 2019). A quantidade de minutos por hora de gravações foi escolhida levando em consideração a logística de troca de cartões de memória e a capacidade de memória, bateria e programação dos gravadores. Os cartões de memória dos registradores (32GB) foram recolhidos a aproximadamente a cada 45 dias. As gravações foram registradas em formato wav, estéreo, com 44,1kHz de taxa de amostragem e 16 bits de profundidade.

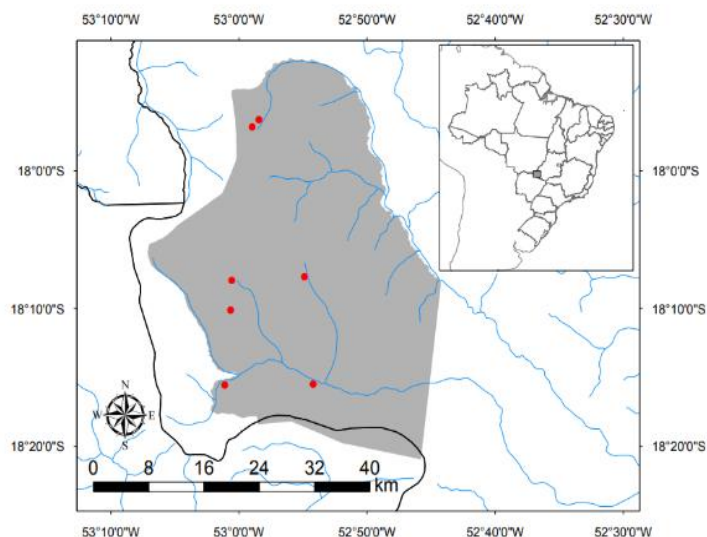


Figura 1- Mapa mostrando os sete pontos amostrados no Parque Nacional das Emas (Brasil).

Tabela 1- Coordenadas geográficas dos pontos amostrados com buscas ativas e monitoramento passivo.

Ponto	Latitude	Longitude	Altitude
1	-17,937922	-52,973704	831,54
2	-18,258117	-52,903266	777,28
3	-17,947442	-52,982479	842,55
4	-18,132378	-53,008989	810,63
5	-18,128408	-52,914569	825,89
6	-18,258800	-53,018276	756,47
7	-18,169181	-53,010745	807,12



Figura 2- Estrutura instalada, no Parque Nacional da Emas, no ponto 7 (lat: -18,169181; long: -53,010745; alt: 807,12), com gravador (dentro da estrutura) e datalogger (fora da estrutura).

A cada troca de cartões de memória, foram realizadas buscas ativas ao redor dos pontos onde os gravadores estão instalados. Foram realizadas no total seis buscas ativas em cada um dos sete pontos. As buscas foram feitas por dois ou três observadores com experiência na identificação de espécies, sempre totalizando 60 minutos de esforço amostragem por busca ativa, realizadas entre 19:00 e 00:00.

3- Cenários de comparação

Os dois tipos de monitoramentos estão baseados, por definição, num esforço amostral com diferente distribuição temporal. A busca ativa é tipicamente aplicada como uma amostragem intensiva que fica concentrada no tempo (CORN; BURY, 1990). Em contrapartida, o monitoramento passivo é frequentemente desenhado para realizar uma amostragem sistemática em pequenas janelas temporais coletadas a longo prazo (SUGAI; DESJONQUÈRES; et al., 2019). Assim, nós realizamos quatro cenários para compararmos as riquezas observadas com cada metodologia, assim como a riqueza total registrada com as duas, e avaliamos o grau de eficiência na detectabilidade das espécies de anuros (Figura 3):

Cenário 1: Diferente esforço amostral

IA: Amostragem simultânea

No primeiro cenário, nós comparamos a riqueza observada nas buscas ativas (60 minutos) com a observada nas gravações automáticas registradas durante esses 60 minutos (dois minutos de gravação). Nesta comparação verificamos se o monitoramento passivo em uma baixa taxa de amostragem apresenta eficiência semelhante na detecção das espécies que a busca ativa. Devido a diferença do esforço amostral, nós esperamos que a busca ativa será mais eficiente, por nem todas as espécies estarem vocalizando nesses dois minutos.

IB: Amostragem diária

Nessa comparação, verificamos se a riqueza observada na busca ativa (60 minutos) de cada dia era similar àquela observada nas gravações registradas durante 24 horas a partir do início da busca ativa (48 minutos de gravação). Neste caso, esperamos que o monitoramento passivo, mesmo com menor esforço amostral, registre uma quantidade de espécies similar a busca ativa, por amostrar em horários em que não foram feitas as buscas ativas. Como algumas espécies possuem atividade de vocalização fora do

período em que são realizadas as buscas ativas (BRIDGES; DORCAS, 2000), espera-se que o monitoramento passivo, possa melhorar a detecção dessas espécies.

Cenário 2: Esforço amostral equivalente

2A: Amostragem semanal

Neste cenário o esforço amostral das duas técnicas foi o mesmo (60 minutos), embora com uma distribuição temporal diferente. Nós comparamos a riqueza observada nas buscas ativas de cinco noites consecutivas com a observada nas gravações da noite da busca ativa e as quatro noites posteriores. Nessa comparação, verificamos se o monitoramento passivo em cinco noites registra a mesma quantidade de espécies amostrada pelo monitoramento ativo. Esperamos que o monitoramento passivo nos permita encontrar o mesmo número de espécies ou mais, devido a variação de fatores abióticos (variação ambiental) em curto prazo nessas quatro noites de monitoramento passivo. Sabe-se que fatores ambientais como temperatura, umidade e precipitação afetam a detecção de espécies de anuros (OSPINA et al., 2013; SAENZ et al., 2006). Desta forma, a variação ambiental nessas cinco noites de monitoramento passivo pode ser suficiente para amostrarmos mais espécies. Como gravações da noite, consideramos as gravações das 19:00 até as 00:00, que foram os horários que realizamos as buscas ativas.

2B: Amostragem mensal

No último cenário, o esforço amostral das duas técnicas foi também o mesmo (60 minutos). Neste caso, nós comparamos a riqueza observada nas buscas ativas com a observada nas gravações de trinta noites próximas a busca ativa. As gravações utilizadas nas trinta noites eram da mesma hora em que foram feitas as buscas ativas. Ou seja, se a busca ativa no ponto 1 foi feita as 20:00, comparamos com 30 gravações, referentes as gravações das 20:00 em trinta dias. Nessa comparação verificamos se o monitoramento passivo referente a dois minutos de 30 noites registra a mesma quantidade de espécies que o monitoramento ativo. Nós esperamos que o monitoramento passivo encontre o mesmo número de espécies ou mais, devido a variabilidade ambiental ao longo de trinta noites de monitoramento passivo. Sabe-se que a detectabilidade de espécies pode variar com as condições ambientais e, também, ao longo do tempo (CANAVERO et al., 2008; DUARTE et al., 2019; WEIR et al., 2005; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015).

Desta forma, a variação ambiental e temporal de trinta noites de monitoramento passivo pode ser suficiente para amostrarmos mais espécies.

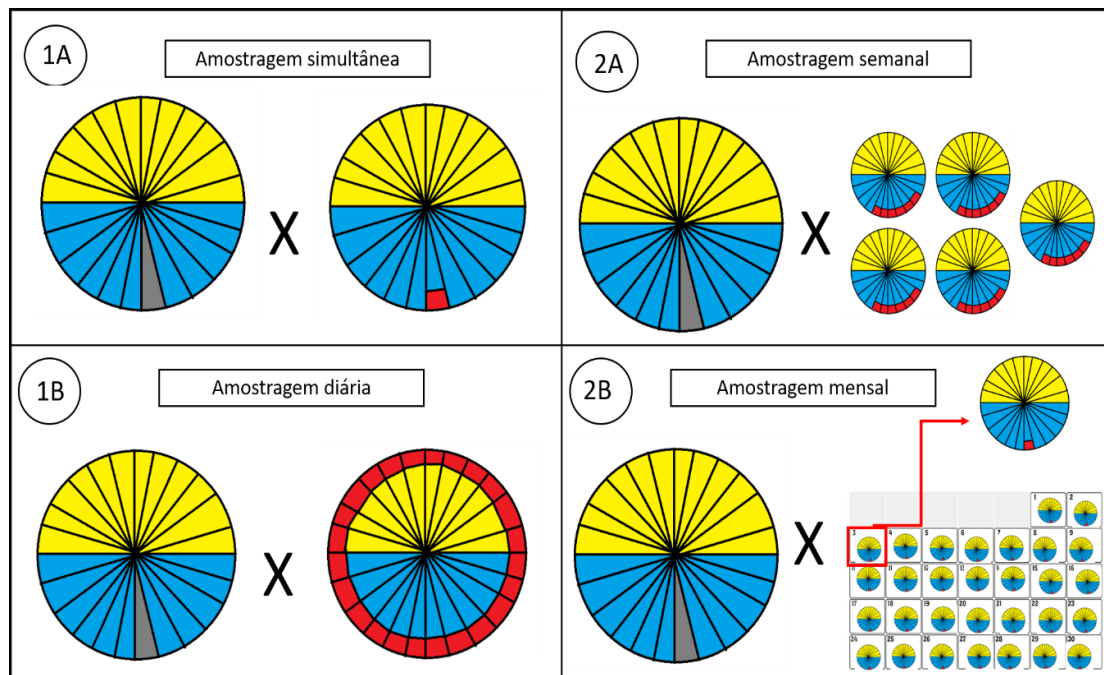


Figura 3- Resumo dos quatro cenários a serem analisados. O cenário 1 (a e b) representam cenários com comparações entre diferentes esforços amostrais enquanto o cenário 2(a e b) representam cenários com comparações com o mesmo esforço amostral entre metodologias. O círculo representa um dia de amostragem de forma que a metade amarela representa as horas com luminosidade (dia) e o azul representa as horas sem luminosidade (noite). Os círculos estão divididos em horas do dia (24 horas). A busca ativa de uma hora de duração é representada pela cor cinza. Os quadrados em vermelho representam 2 minutos de amostragem por hora.

4- Análise dos dados

Todas as gravações obtidas (n=34.148) foram analisadas com o programa computacional Raven Pro (versão 5.1). Para cada gravação, nós verificamos a presença e a ausência das espécies e utilizamos esses dados para as análises posteriores. A identificação das espécies foi feita a partir da revisão visual e auditiva de espectrogramas.

Para comparar o nível de detectabilidade da busca ativa (BA) com monitoramento acústico passivo (MAP) foi calculada a riqueza de espécies detectada por cada metodologia e avaliadas suas diferenças com modelos mistos generalizados (GLMM). Os GLMMs são usados para modelar dados aninhados e estruturas de correlação temporal e espacial em dados de contagem ou dados binários (ZUUR *et al.*, 2009). Foram realizados quatro GLMM, um para cada cenário. Todos eles utilizaram a distribuição Poisson, devido ao fato de os dados possuírem valores discretos, e a função de ligação log. Todas as análises foram realizadas no programa R, versão 3.5 (R Core Team, 2018). Para realizar os modelos, utilizamos a função ‘glmer’ no pacote ‘lme4’ (BATES *et al.* 2015).

Desta forma, a variável de efeito fixo utilizada foi a metodologia (busca ativa ou monitoramento passivo) e as variáveis aleatórias a visita (seis visitas em cada local) e local (sete pontos de amostragem), que informam ao modelo potenciais fontes de autocorrelação temporal e espacial respectivamente. As premissas de resíduos normalmente distribuídos e homogêneos foram atendidas pela inspeção visual dos gráficos de resíduos e não foi observado desvios desses pressupostos em nenhum dos GLMM realizados. Para averiguar se a riqueza varia entre metodologias utilizamos a função ‘Anova’ no pacote ‘car’ (FOX; WEISBERG, 2011) nos nossos modelos. Posteriormente, utilizamos a função ‘ghlt’ do pacote R ‘multcomp’ e a função ‘mcp’ com um teste de contraste de tukey, para determinar especificadamente como os três fatores (busca ativa, monitoramento passivo, ambos) explicam as diferenças observadas na riqueza de espécie (HOTHORN; BRETZ; WESTFALL, 2008).

RESULTADOS

Riqueza observada

Nós encontramos 21 espécies a partir dos 219 dias amostrados pelo monitoramento acústico passivo (Tabela 2). Enquanto apenas doze espécies foram encontradas pelas buscas ativas. Todas as espécies encontradas na BA foram encontradas pelo MAP (Tabela 2). Todavia, as espécies menos abundantes, como *Adenomera saci* e *Boana raniceps*, só foram encontradas pelo MAP e com pouca frequência (Figura 4). Além disso, nenhum dos nossos cenários de comparação encontraram a riqueza total de espécies de anuros obtida pelo monitoramento acústico total (Tabela 2).

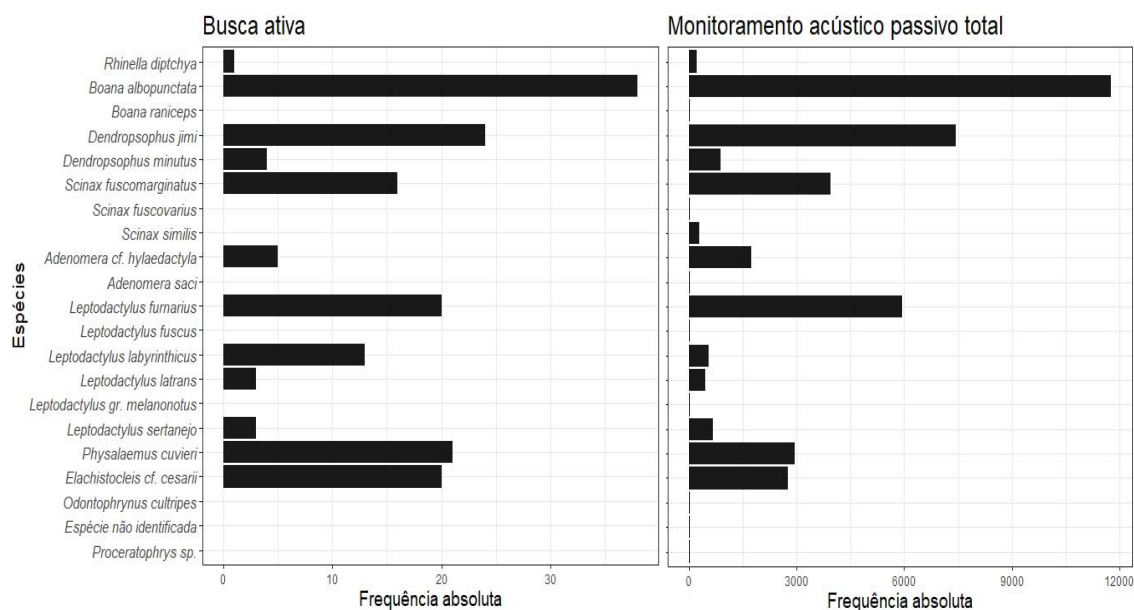


Figura 4- Frequência absoluta de registros (BA) e de gravações com vocalizações (MAP) das espécies encontradas no PNE.

Tabela 2- Espécies encontradas no Parque Nacional das Emas a partir das buscas ativas (BA), Monitoramento acústico passivo total (MAPTo) que equivale a 219 dias de gravações, e monitoramento passivo em cada cenário (1a,1b,2a,2b).

Espécies	BA	MAP To	MAP (1a)	MAP (1b)	MAP (2a)	MAP (2b)
Bufonidae						
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	X	X		X	X	X
Hylidae						
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	X	X	X	X	X	X
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)		X				
<i>Dendropsophus jimi</i> (Napoli & Caramaschi, 1999)	X	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	X	X	X	X	X	X
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	X	X	X	X	X	X
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)		X			X	X
<i>Scinax aff. similis</i> (Cochran, 1952)		X		X	X	X
Leptodactylidae						
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Adenomera saci</i> (Carvalho & Giaretta, 2013)		X				
<i>Leptodactylus furnarius</i> (Sazima & Bokermann, 1978)	X	X	X	X	X	X
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)		X			X	
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	X	X	X	X	X	X
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	X	X	X	X	X	X
<i>Leptodactylus gr. melanonotus</i>		X				
<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta & Costa, 2007	X	X		X	X	X
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	X	X	X	X	X	X
Microhylidae						
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	X	X	X	X	X	X
Odontophrynidae						
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt & Lütken, 1861		X				
Espécie não identificada		X				
<i>Proceratophrys sp.</i>		X				
Riqueza	12	21	10	13	15	14

A maior riqueza de espécies vocalmente ativas ocorreu entre as 20:00 – 21:00 (Figura 5). Todavia, algumas espécies não vocalizaram nesse horário ou não tiveram pico de vocalização nesse período. Algumas espécies vocalizam mais durante a tarde, como a espécie *Leptodactylus sertanejo* e *Leptodactylus furnarius* vocalizam mais durante a tarde (Figura 5). A espécie *Adenomera saci*, teve pico de atividade durante a madrugada, fora do período de busca ativa (Figura 5).

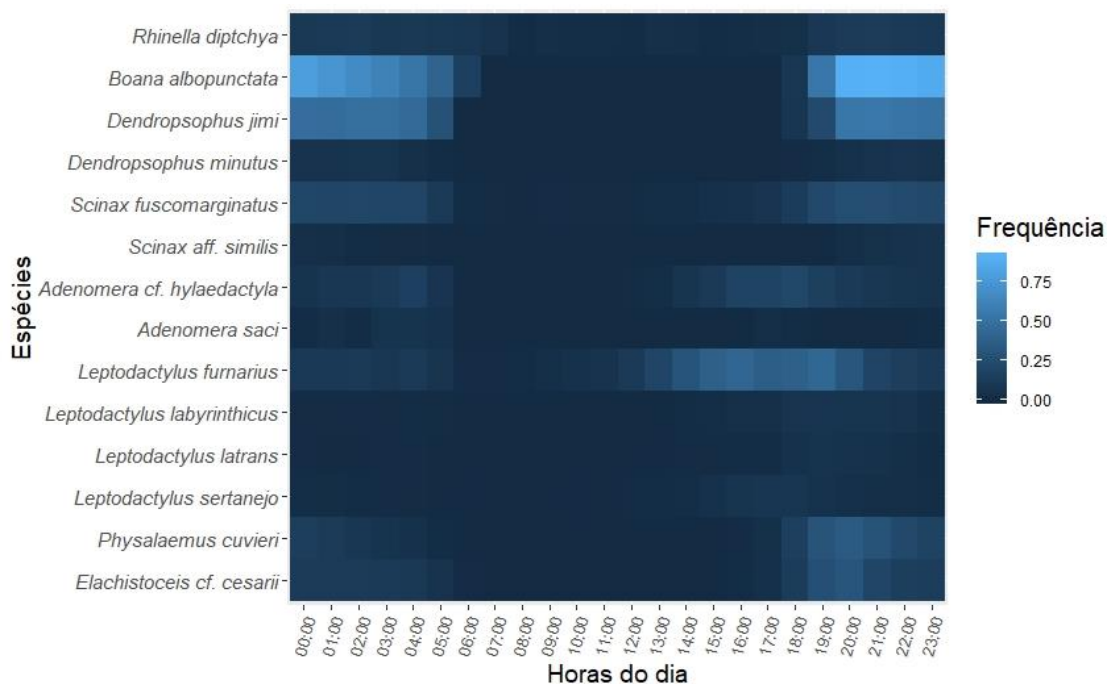
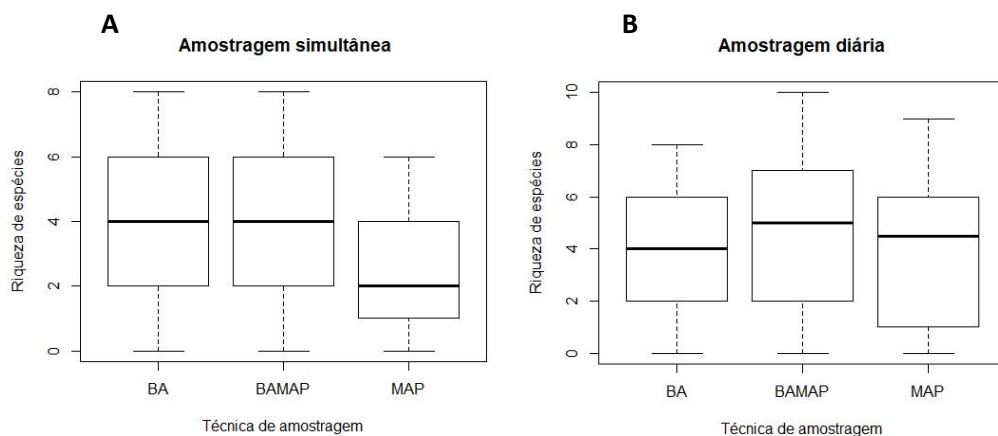


Figura 5- Frequência de gravações com vocalização por espécies, proporcional ao esforço amostral, considerando os 219 dias de monitoramento acústico passivo.

Cenário 1: Diferente esforço amostral

Na amostragem simultânea do número de espécies de anuros (1A), existe uma diferença entre metodologias ($\chi^2= 12,95$, $gl=2$, $p<0,001$). Encontramos uma diferença significativa entre a método ativo e passivo ($z=-3,13$, $p>0,01$) e entre o método passivo e a soma dos dois métodos ($z=-0,48$, $p>0,01$). A riqueza obtida pela busca ativa de uma hora, assim com a riqueza total obtida pelos dois métodos, foi significativamente maior que a riqueza registrada durante 2 minutos de amostragem passiva simultânea, de forma, a busca ativa foi mais eficiente quando apresenta um esforço de amostragem maior (Tabela 3, Figura 6A).



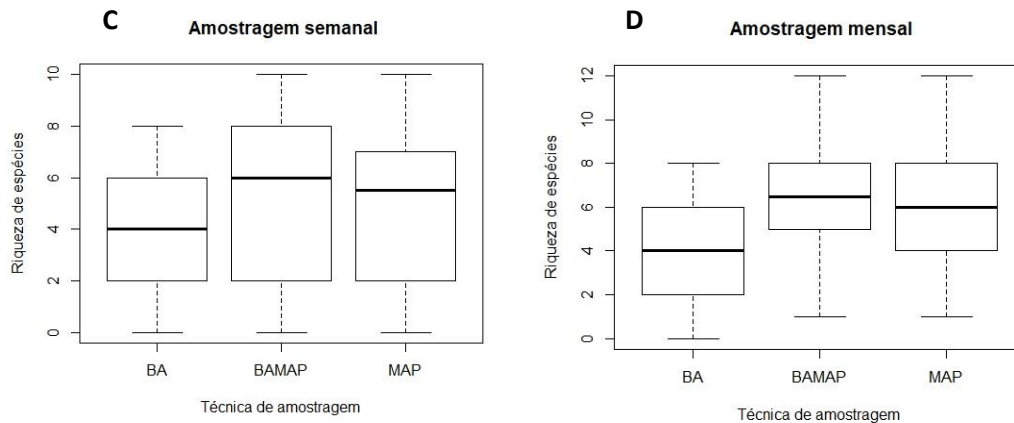


Figura 6- Riqueza de espécies de anuros detectadas por cada técnica de amostragem nos sete pontos amostrados no Parque Nacional das Emas, nos quatro cenários de comparações analisados. Barras centrais representam medianas e caixas representam a variabilidade dos dados. Abreviaturas: BA- Busca ativa, BAMAP- Busca ativa e passiva, MAP- Monitoramento acústico passivo.

Na amostragem diária (1B), sendo o esforço amostral mais semelhante entre os dois métodos, não encontramos diferenças significativas na riqueza observada ($\chi^2=3,953$, $gl=2$, $p=0,14$). Assim, ao comparar a riqueza obtida pela busca ativa (60 minutos) e a riqueza registrada pelo monitoramento passivo (48 minutos referentes a 24 horas desde o início da busca ativa), ambos os métodos são igualmente eficientes na detectabilidades das espécies de anuros (Tabela 3, Figura 6B).

Cenário 2: Igual esforço amostral

Quando o esforço amostral é igualado, a busca ativa apresenta menor capacidade de detecção de espécies. No cenário 2A, no qual comparamos a riqueza encontrada pela busca ativa com o monitoramento passivo de 60 minutos correspondente a cinco noites (19:00 - 00:00) nós encontramos uma diferença significativa entre a busca ativa e a riqueza total registrada pela soma das duas metodologias ($z=2,32$, $p=0,05$) (Tabela 3, Figura 6C). No cenário 2B, existe uma diferença significativa da riqueza de espécies pelo tipo de amostragem ($\chi^2=7,22$, $gl=2$, $p=0,02$). De forma que, nós encontramos, igualmente, apenas uma diferença significativa entre a riqueza observada na busca ativa e a riqueza total ($z=2,54$, $p=0,03$), ao compararmos a busca ativa (60 minutos) e o monitoramento passivo (60 minutos referentes a 30 dias, dois minutos por dia, na mesma hora da busca ativa). Isso mostra que ambas as técnicas são eficientes, mas o monitoramento passivo contribui mais para a riqueza total do que a busca ativa (Tabela 3, Figura 6D).

Tabela 3- Resultados dos quatro modelos lineares generalizados mistos * (GLMM) comparando as duas técnicas de amostragem: busca ativa e monitoramento passivo. O monitoramento passivo foi analisado em quatro cenários: a) Cenário 1: dois minutos simultâneo a busca ativa, b) Cenário 2: 48 minutos (24 horas) a partir do início da busca ativa, c) Cenário 3: 60 minutos correspondentes a cinco noites de monitoramento passivo, a partir da noite da busca ativa d) Cenário 4: 60 minutos correspondentes a 2 minutos de monitoramento passivo por dia durante 30 dias. A tabela mostra os coeficientes de contraste entre as técnicas de amostragem BA, buscas ativas; MAP, monitoramento acústico passivo; BAMAP, busca ativa e monitoramento passivo; s.e., erro padrão de estimativas de parâmetros; Z, z-score testando se a estimativa do parâmetro é significativamente diferente de zero; P, probabilidade de o escore z observado ser maior que o valor crítico. Negrito indica significância ao nível de $P < 0,05$. * Modelo: riqueza de espécies ~ técnica de amostragem + (1 + técnica de amostragem | local) + (1+técnica de amostragem |visita).

	Coeficiente	s.e	Z	P
Cenário 1				
BAMAP – BA	0,02	0,13	0,20	0,98
MAP – BA	-0,46	0,14	-3,13	0,01
MAP – BAMAP	-0,48	0,14	-3,33	> 0,01
Cenário 2				
BAMAP – BA	0,20	0,12	1,67	0,21
MAP – BA	-0,01	0,13	-0,12	0,99
MAP – BAMAP	-0,22	0,13	-1,71	0,20
Cenário 3				
BAMAP – BA	0,28	0,12	2,32	0,05
MAP – BA	0,12	0,14	0,90	0,63
MAP – BAMAP	0,15	0,12	-1,24	0,42
Cenário 4				
BAMAP – BA	0,52	0,20	2,54	0,03
MAP – BA	0,42	0,23	1,81	0,15
MAP – BAMAP	-0,11	0,11	-0,97	0,58

DISCUSSÃO

Nós verificamos que tanto o monitoramento passivo quanto o monitoramento ativo são eficientes em medir a riqueza de espécies de anuros. Todavia, o monitoramento passivo de trinta dias e o monitoramento passivo de 5 noites quando associados à amostragem de busca ativa registraram um maior número de espécies do que quando só utilizamos as duas metodologias separadamente. No entanto, nesses casos, o monitoramento passivo englobou algumas espécies com baixas atividade de vocalização, contribuindo mais para a riqueza total do que a busca ativa.

Comparando os dois métodos de amostragem, busca ativa e monitoramento passivo nós observamos uma maior eficiência da busca ativa quando comparamos com o

monitoramento passivo simultâneo. Isso pode ocorrer devido ao fato de que nas buscas ativas, muitas vezes encontramos jovens, fêmeas e machos que não estavam vocalizando naquele momento (MADALOZZO, 2017). Outra possibilidade é que essa diferença pode estar relacionada aos diferentes esforços amostrais das metodologias (2 minutos x 60 minutos), de forma que apenas dois minutos de gravações pode ser insuficiente para detectar todas as espécies encontradas na busca ativa. Já foi observado que buscas acústicas de 15 minutos são eficientes para detectar todas as espécies vocalizando (PIERCE; GUTZWILLER, 2004) e que quanto maior a duração da busca acústica, maior a probabilidade de detecção (CANESSA *et al.*, 2012).

O aumento do esforço amostral do monitoramento passivo mostrou que as duas metodologias são eficientes quando comparamos a busca ativa com o monitoramento passivo do dia (48 minutos de gravação referente às 24h de monitoramento passivo a partir da hora em que foi feita a busca). Considerando a variação diária da atividade de vocalização interespecífica, nem todas as espécies estariam vocalizando nos dois minutos simultâneos à busca ativa, mas elas vocalizaram em algum momento do dia, antes ou depois da busca ativa e foi detectada pelos gravadores. Quando as buscas ativas eram realizadas às 22:00, ou 23:00, quase nunca encontrávamos *Leptodactylus furnarius* vocalizando, por exemplo. Sabe-se que espécies podem vocalizar em horários diferentes daqueles em que são realizadas buscas ativas e por isso não são detectadas (BRIDGES; DORCAS, 2000). Em um estudo comparando as duas técnicas, isso aconteceu com a espécie *Assa darlingtoni* (PARRIS; NORTON; CUNNINGHAM, 1999). A espécie *Rana sphenoccephala* também tem pico de atividade diferente do horário típico de buscas ativas, entre as 02:00 às 05:00, e só seria encontrada em 4 dias de 26 dias de buscas ativas (BRIDGES; DORCAS, 2000). Em estudos similares, o monitoramento passivo foi mais eficiente que a busca ativa, provavelmente por identificar espécies que não vocalizaram no período em que foi feita a busca ativa (MADALOZZO *et al.*, 2017; ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006). Todavia, diferente do nosso estudo, esses trabalhos analisaram, mais do que 48 minutos durante as 24 horas. Pode ser que, se aumentássemos a quantidade de tempo analisada durante as 24 horas, encontraríamos mais espécies.

Quando consideramos o monitoramento passivo de 5 noites e o de 30 noites, o monitoramento ativo apresentou riqueza significativamente menor que a riqueza total, porém não diferiu do monitoramento passivo. Isso mostra que ambos os métodos permitem a detecção de diferentes espécies e contribuem para a riqueza total, de forma

que algumas espécies, em determinadas amostragens, só foram encontradas por um dos métodos, como por exemplo, a *D. minutus*, que em alguns pontos só foi registrada por gravadores automáticos, as espécies *S. aff. similis*, *S. fuscovarius* e *L. fuscus* que não foram encontradas por buscas ativas e a *L. labyrinthicus* que em alguns dias, só foi registrada no monitoramento ativo. Sendo assim, as duas técnicas encontraram maior número de espécies juntas do que separadamente, embora o monitoramento passivo seja responsável por maior parte da riqueza total. Em outro trabalho comparando transecto noturno com o monitoramento passivo, encontrou-se que o transecto é mais eficiente, com a ressalva de que algumas espécies só foram registradas pelos gravadores automáticos (HSU; KAM; FELLERS, 2005). Além disso, outros trabalhos já mostraram que algumas espécies só foram registradas por monitoramento passivo (MADALOZZO *et al.*, 2017; ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006, PARRIS; NORTON; CUNNINGHAM, 1999).

O fato de a riqueza encontrada pelo monitoramento ativo diferir da riqueza total nos cenários 2A (semanal) e 2B (mensal) pode ter ocorrido por conta da variabilidade ambiental. Nos 12 minutos de gravação de cinco noites e nos dois minutos de gravação de 30 noites, diferentes temperaturas, umidades e precipitações ocorreram nesses cinco ou 30 dias. Desta forma, nós conseguimos incorporar a variação nos padrões de atividade das espécies, que são influenciadas tanto pelo período da estação reprodutiva quanto por temperatura, umidade e precipitação (CANAVERO *et al.*, 2008; DUARTE *et al.*, 2019; WEIR *et al.*, 2005; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Provavelmente, quando comparamos cinco noites de gravações ou dois minutos de gravação de 30 noites com a busca ativa, apenas a busca ativa sofre com o efeito das variáveis ambientais, de forma que as condições ambientais de determinada noite de busca ativa não foi favorável para algumas espécies. E pode ser que, por isso, apenas a busca ativa não foi suficiente para amostrar a riqueza total.

Além disso, já foi encontrado que a quantidade de visitas necessárias para detectar as espécies varia tanto pela espécie quanto pelo período da estação chuvosa (CANAVERO *et al.*, 2008; DOSTINE *et al.*, 2013). Desta forma, o cenário 2A e 2B foram o suficiente para detectar mais espécies que a busca ativa tanto pela maior quantidade de dias (5 noites e 30 dias, respectivamente) quanto pela distribuição da amostragem em dias 30 dias, no caso do cenário 2B. E caso aumentasse a amostragem, provavelmente mais espécies seriam encontradas, já que o monitoramento acústico passivo total, que amostrou

dois minutos a cada hora do dia, por 219 dias, encontrou ainda mais seis espécies pouco abundantes, encontradas apenas em um ou dois pontos e em menos de 40 gravações. Ou seja, o maior esforço amostral do monitoramento passivo possibilita encontrar essas espécies, que são dificilmente encontradas pelas buscas ativas (STEELMAN; DORCAS, 2010).

Considerando nossos resultados, concluímos que tanto a busca ativa quanto o monitoramento passivo são técnicas eficientes e contribuem aumentando a riqueza de espécies, ao detectar espécies diferentes. Todavia, o cenário é determinante para escolher a melhor metodologia a ser utilizada. Levando em conta as vantagens e desvantagens de cada método, para estudos mais rápidos, com menor esforço amostral, é indicado as buscas ativas. A utilização da metodologia passiva é indicada para estudos de maior duração, em que haja maior esforço amostral, de forma que os registradores permaneçam mais tempo em campo do que um dia. Todavia, quando possível, é interessante utilizar ambas as técnicas, devido a diferença da eficiência entre elas ao longo das visitas e ao fato de detectarem diferentes espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 30, p. 133–165, 1999.

ACEVEDO, M. A.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J. Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 1, p. 211–214, 2006.

BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B., WALKER S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, 67(1), 1-48, 2015. doi:10.18637/jss.v067.i01.

BERTOLUCI, J. Annual Patterns of Breeding Activity in Atlantic Rainforest Anurans. **Journal of Herpetology**, v. 32, n. 4, p. 607–611, 1998.

BLAUSTEIN, A. R. . et al. The complexity of amphibian population declines: Understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 108–119, 2011.

BRIDGES, A. S.; DORCAS, M. E. Temporal Variation in Anuran Calling Behavior: Implications for Surveys and Monitoring Programs. **Copeia**, v. 2000, n. 2, p. 587–592, 2000.

CANAVERO, A. et al. Calling activity patterns in an anuran assemblage: The role of seasonal trends and weather determinants. **North-Western Journal of Zoology**, v. 4, n. 1, p. 29–41, 2008.

CANESSA, S. et al. Integrating variability in detection probabilities when designing wildlife surveys: A case study of amphibians from south-eastern Australia. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 3, p. 729–744, 2012.

CORN, Paul Stephen; MUTHS, E.; IKO, W. M. A comparison in Colorado of three methods to monitor breeding amphibians. **Northwestern naturalist**, p. 22–30, 2000.

CORN, Paul Stephen; BURY, R. B. Sampling methods for Terrestrial Amphibians and Reptiles. **U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**.v.256, p. 1-34, 1990.

DIGBY, A. et al. A practical comparison of manual and autonomous methods for acoustic

- monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 7, p. 675–683, 2013.
- DORCAS, M. E. et al. Auditory Monitoring of Anuran Populations. *In*: DODD JR., C. Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, cap.16, p.281-298, 2009.
- DOSTINE, P. L. et al. Factors influencing detection probabilities of frogs in the monsoonal tropics of northern Australia: Implications for the design of monitoring studies. **Wildlife Research**, v. 40, n. 5, p. 393–402, 2013.
- DUARTE, M. H. L. et al. A natural orchestra: how are anuran choruses formed in artificial ponds in southeast Brazil? **Amphibia-Reptilia**, p. 1–10, 2019.
- FOX, J., WEISBERG, S. (2011). An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- FURLANI, D. et al. Deforestation and the structure of frog communities in the Humedale Terraba-Sierpe, Costa Rica. **Zoological science**, v. 26, n. 3, p. 197–202, 2009.
- GANGENOVA, E.; ZURITA, G. A.; MARANGONI, F. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 424, n. June, p. 529–535, 2018.
- GOLDBERG, C. S.; SCHWALBE, C. R. Considerations for monitoring a rare anuran (*Eleutherodactylus augusti*). **The Southwestern Naturalist**, v. 49, n. 4, p. 442–448, 2004.
- GUZY, J. C.; PRICE, S. J.; DORCAS, M. E. Using multiple methods to assess detection probabilities of riparian-zone anurans: Implications for monitoring. **Wildlife Research**, v. 41, n. 3, p. 243–257, 2014.
- HEYER, W. R. et al. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian institution press, p. 384, 1994.
- HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous inference in general parametric models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346–363, 2008.
- HSU, M.-Y.; KAM, Y.-C.; FELLERS, G. M. Effectiveness of Amphibian Monitoring Techniques in a Taiwanese Subtropical Forest. **Herpetological Journal**, v. 15, p. 73–79,

2005.

HUTTO, R. L.; STUTZMAN, R. J. Humans versus autonomous recording units: A comparison of point-count results. **Journal of Field Ornithology**, v. 80, n. 4, p. 387–398, 2009.

KÖHLER, J. et al. The use of bioacoustics in anuran taxonomy: Theory, terminology, methods and recommendations for best practice. **Zootaxa**, v. 4251, n. 1, p. 1–124, 2017.

LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 9, p. 482–486, 2009.

MADALOZZO, B. et al. Biodiversity assessment: Selecting sampling techniques to access anuran diversity in grassland ecosystems. **Wildlife Research**, v. 44, n. 1, p. 78–91, 2017.

MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 10, p. 574–582, 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Plano de manejo do Parque Nacional das Emas. 2004

MRAZ, A.; WEIR, M.; MCLAUGHLIN, P. Efficacy of anuran trapping and monitoring techniques in the tropical forests of Bioko Island, Equatorial Guinea. **Amphibia Reptilia**, v. 39, n. 4, p. 435–444, 2018.

OBRIST, M. K. et al. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *In: Volume 8 - Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories*, **Abc Taxa**, v. 8, cap.5 p. 68–99, 2010.

OSPINA, O. E. et al. Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: Implications for climate change. **Ecosphere**, v. 4, n. 4, 2013.

PARRIS, K. M.; NORTON, T. W.; CUNNINGHAM, R. B. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of south-east Queensland, Australia. **Herpetologica**, v. 55, n. 2, p. 271–283, 1999.

PIERCE, B. A.; GUTZWILLER, K. J. Auditory Sampling of Frogs : Detection Efficiency

- in Relation to Survey Duration. **Journal of Herpetology**, v. 38, n. 4, p. 495–500, 2004.
- PLENDERLEITH, T. L. et al. Calling phenology of a diverse amphibian assemblage in response to meteorological conditions. **International Journal of Biometeorology**, v. 62, n. 5, p. 873–882, 2018.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REDFORD, K.H. Emas Nacional Parks and the plights of Brazilian cerrados. **Oryx: the journal of the fauna preservation**. v.19 n. 4, p. 210-214, 1985.
- WELLS, K. D., The Ecology and Behavior of Amphibians. University of Chicago Press, Chicago (2007)
- RIBEIRO-JÚNIOR, A. M. A. et al. Evaluating the Effectiveness of Herpetofaunal Sampling Techniques across a Gradient of Habitat Change in a Tropical Forest Landscape. **Journal of Herpetology**, v. 42, n. 4, p. 733–749, 2008.
- ROCHA, C. F. D. et al. Relative efficiency of anuran sampling methods in a restinga habitat (Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 879–884, 2005.
- RÖDEL, M.-O. R.; ERNST, R. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. **Ecotropica**, v. 10, n. 1, p. 1–14, 2004.
- SAENZ, D. et al. Abiotic Correlates of Anuran Calling Phenology: the Importance of Rain, Temperature, and Season. **Herpetological Monographs**, v. 20, n. 1, p. 64–82, 2006.
- SILVA, F. R. Da. Evaluation of Survey Methods for Sampling Anuran Species Richness in the Neotropics. **South American Journal of Herpetology**, v. 5, n. 3, p. 212–220, 2011.
- STEELMAN, C. K.; DORCAS, M. E. Anuran Calling Survey Optimization: Developing and Testing Predictive Models of Anuran Calling Activity. **Journal of Herpetology**, v. 44, n. 1, p. 61–68, 2010.
- STORFER, A. Amphibian declines : future directions. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 2, p. 151–163, 2003.

SUGAI, L. S. M.; DESJONQUÈRES, C.; et al. A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, p. 1–16, 2019.

SUGAI, L. S. M.; SILVA, T. S. F.; et al. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 5–11, 2019.

TOLEDO, L. F. et al. The anuran calling repertoire in the light of social context. **Acta Ethologica**, v. 18, n. 2, p. 87–99, 2015.

WEIR, L. A. et al. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) Routes in Maryland. **Journal of Herpetology**, v. 39, n. 4, p. 627–639, 2005.

WELLS, K. D. The social behaviour of anuran amphibians. **Animal Behaviour**, v. 25, p. 666–693, 1977.

WELLS, K. D., *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago (2007)

WILLACY, R. J.; MAHONY, M.; NEWELL, D. A. If a frog calls in the forest: Bioacoustic monitoring reveals the breeding phenology of the endangered Richmond Range mountain frog (*Phyllorhina richmondensis*). **Austral Ecology**, v. 40, n. 6, p. 625–633, 2015.

ZIMMERMAN, B. L.; SIMBERLOFF, D. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. **Journal of Biogeography**, v. 23, n. 1, p. 27–46, 1996.

CAPÍTULO III

FATORES QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DE ANUROS: HORÁRIO, SAZONALIDADE, VARIÁVEIS AMBIENTAIS E METODOLOGIA INTRODUÇÃO

Os anfíbios anuros possuem como principal forma de comunicação a vocalização (BEE, 2012). Existem diversos tipos de vocalização; os cantos de anúncio, por exemplo, são os mais comuns, possuem baixa variação intraespecífica e podem ser usados na identificação das espécies devido ao fato da variação interespecífica ser mais marcante (KÖHLER *et al.*, 2017). Esses cantos são emitidos durante a estação reprodutiva para atrair a fêmea para reprodução e anunciar a posição para machos coespecíficos (WELLS, 2007, TOLEDO *et al.*, 2015). Os anuros podem exibir um padrão reprodutivo prolongado, no qual os cantos de anúncio são emitidos ao longo de vários meses, ou um padrão de reprodução explosivo, onde os machos vocalizam apenas por um curto período, por alguns dias ou semanas (WELLS, 1997). Todavia, a emissão desses cantos pode ser influenciada por diversos fatores como: hora do dia, sazonalidade e variáveis ambientais.

A variação diária na atividade vocal de anuros já foi documentada em vários trabalhos (BARDIER; CANAVERO; MANEYRO, 2014; BRIDGES; DORCAS, 2000; COOK *et al.*, 2011; DUARTE *et al.*, 2019; WEIR *et al.*, 2005; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Embora a maioria das espécies vocalizem no início da noite, algumas espécies vocalizam em horários incomuns como durante o dia ou de madrugada (BRIDGES; DORCAS, 2000). Além disso, existe a variação da atividade vocal ao longo do ano, que difere entre espécies (COOK *et al.*, 2011; DUARTE *et al.*, 2019; SCHALK; SAENZ, 2016). Embora a maioria das espécies vocalizem durante a estação chuvosa, existem espécies que vocalizam apenas no início, no meio ou no fim dessa estação, durante a estação seca e ainda aquelas que vocalizam ao longo do ano todo (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002; DUARTE *et al.*, 2019; SCHALK; SAENZ, 2016). É importante compreender os padrões temporais da vocalização de anuros para garantir que o monitoramento das populações compreenda as horas de maior detectabilidade (BRIDGES; DORCAS, 2000) e assim diminuir a detecção imperfeita das espécies, que ocorre quando a espécie está presente em determinado local mas não foi encontrada (MAGURRAN *et al.*, 2010). Além disso, é importante conhecer os padrões de vocalizações das espécies para detectar mudanças na fenologia de vocalização em resposta a mudanças climáticas (WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015).

Considerando as variáveis ambientais temperatura e precipitação, diversos trabalhos apontam o efeito das mesmas na atividade de vocalização dos anuros (COOK et al., 2011; LLUSIA et al., 2013; PLENDERLEITH et al., 2018; SCHALK; SAENZ, 2016; WILLACY; MAHONY; NEWELL, 2015). Sugere-se que espécies de padrão reprodutivo prolongado respondem mais intensamente às condições ambientais como um mecanismo para regular a energia durante os períodos reprodutivos e aumentar a probabilidade de encontrar fêmeas (WELLS, 1977). Todavia, já foi observado espécies de padrão explosivo respondendo positivamente ao aumento das chuvas e da temperatura mínima (PLENDERLEITH et al., 2018). Além disso, espécies do mesmo gênero podem responder de forma diferente às variações de temperatura e precipitação (OSPINA et al., 2013). Desta forma, o efeito dos fatores ambientais na vocalização de anuros varia entre espécies.

A detectabilidade das espécies pode variar também dependendo da técnica utilizada na amostragem. Existem algumas técnicas de amostragem de anfíbios que utilizam as vocalizações como: as buscas ativas e o monitoramento acústico passivo. A busca ativa é uma técnica frequentemente utilizada, que o utiliza tanto encontros visual quanto transectos auditivos (CORN; BURY, 1990; RÖDEL; ERNST, 2004; ZIMMERMAN; SIMBERLOFF, 1996). O monitoramento acústico passivo é uma técnica que utiliza gravadores automatizados, e é vantajosa para estudos de fenologia devido à grande quantidade de dados produzida (OBRIST et al., 2010; PLENDERLEITH et al., 2018). Com relação a detecção de vocalizações, ambas as técnicas irão ter eficiências diferentes, dependendo da espécie monitorada. Por exemplo, espécies que possuem cantos de baixa intensidade são menos detectadas pelo monitoramento acústico passivo (HSU; KAM; FELLERS, 2005). E espécies fossoriais são menos detectadas por buscas visuais (HEYER et al., 1994).

Sendo assim, a detectabilidade de espécies pode variar ao longo do dia e da estação, com as condições ambientais e metodologia. Portanto, é importante reconhecer que a detectabilidade é imperfeita e incorporar fatores que minimizem esse problema (MAGURRAN et al., 2010). Quando a detectabilidade imperfeita não é considerada as estimativas de abundância, distribuição ou riqueza de espécies ficam sujeitas a erros (MAGURRAN et al., 2010). Além disso, quando ha forte relação entre condições ambientais e alta probabilidade de detecção de espécies, as pesquisas podem ser orientadas para serem realizadas em condições ambientais parecidas (DOSTINE et al.,

2013). Quando essa padronização *a priori* não for possível, pode-se corrigir o efeito de tais condições ambientais na probabilidade de encontrar a espécie na natureza (SCHMIDT, 2004 ; PELLET & SCHIMIDT, 2005).

Assim, o objetivo deste trabalho é entender os fatores que afetam a detectabilidade de anuros. Como objetivos específicos pretendemos: 1) compreender os padrões de atividade de vocalização diários e durante uma estação reprodutiva, 2) verificar o efeito da metodologia e do período da amostragem na detectabilidade das espécies e 3) analisar o efeito das variáveis ambientais na atividade de vocalização das espécies. Esperamos que nossos resultados possam determinar as condições em que a probabilidade de detecção das espécies de anuros é maior e, desta forma, informar os melhores períodos (horário, dias e meses) de pesquisas futuras.

MATERIAIS E MÉTODOS

1- Área de estudo

O Parque Nacional das Emas (PNE) possui as principais fitofisionomias do Cerrado. Para esse estudo foram escolhidos sete campos úmidos dentro do PNE, Goiás, Brasil (Tabela 1). Quanto à fauna, abriga diversas espécies endêmicas e possui uma grande diversidade e representatividade do bioma (MMA, 2004). A região do PNE se caracteriza pelo Clima Tropical e possui duas estações bem definidas: seca, no inverno, e úmida, no verão (MMA, 2004). O período de seca dura em torno de seis meses e a precipitação anual varia entre 1.200 e 3.000 mm, de forma que mais de 70% das chuvas ocorre entre os meses de novembro e março (MMA, 2004). No mês mais quente (Setembro) a média da temperatura máxima oscila entre 30 e 36°, embora já foi registrado máximas superiores a 40°C (MMA, 2004). O inverno é uma estação amena, a temperatura mínima média do mês mais frio oscila entre 8 a 18°C, não sendo rara a ocorrência de mínimas absolutas negativas (MMA, 2004).

Tabela 1- Tabela com coordenada geográfica dos pontos onde foram instalados os gravadores e realizado as buscas ativas.

Ponto	Latitude	Longitude	Altitude
Ponto1	-17,937922	-52,973704	831,54
Ponto2	-18,258117	-52,903266	777,28
Ponto3	-17,947442	-52,982479	842,55
Ponto4	-18,132378	-53,008989	810,63
Ponto5	-18,128408	-52,914569	825,89
Ponto6	-18,258800	-53,018276	756,47
Ponto7	-18,169181	-53,010745	807,12

2- Amostragem

Foram realizadas buscas ativas e o monitoramento acústico passivo em sete campos úmidos no PNE durante a estação reprodutiva de 2018- 2019 (Setembro – Abril). Nós instalamos um gravador automático em cada campo úmido e realizamos seis buscas ativas ao longo da estação nesses mesmos pontos, que estavam distantes entre si por, pelo menos, 2 km. Os dados de precipitação de cada ponto foram obtidos a partir do NASA Langley Research Center (LaRC) POWER Project financiado pelo Programa de Ciências da Terra/ Programa de Ciências aplicadas.

Monitoramento acústico passivo- Nós utilizamos os gravadores TIGRINUS® GT001-T1.0V. A programação dos gravadores foi dois minutos a cada hora do dia (00:00 - 23:00). A cada 45 dias, aproximadamente, foi realizada a coleta das gravações que foram obtidas como arquivos wav, estéreo, 44,1kHz e 16 bits. Os gravadores foram instalados em estruturas de metal, a um metro do solo aproximadamente, junto com datalogger Akso AK172 (Figura 1). Os *dataloggers* registraram a temperatura e umidade relativa do ar a cada hora do dia, no mesmo momento dos das gravações pelos gravadores.

Buscas ativas- Nós realizamos seis buscas ativas em cada ponto, espaçadas por 45 dias, aproximadamente. As buscas foram realizadas por 2 ou 3 observadores devidamente treinados, sempre totalizando 60 minutos de amostragem (entre as 19:00-00:00). Foram registrados os indivíduos que estavam vocalizando ou foram avistados, inclusive jovens e fêmeas.



Figura 1- Equipamentos (gravador e datalogger) instalados no ponto 2.

3- Análise de dados

Todas as gravações foram analisadas com o programa computacional Raven Pro, Versão 1.5. A partir da análise do som e do espectrograma identificamos as espécies de anuros presentes no Parque Nacional das Emas. Foi registrada a presença ou ausência das espécies em todas as horas dos dias analisados.

3.1 – Variação diária e sazonal na atividade de vocalização

Devido ao fato de que algumas espécies possam apresentar picos de atividade de vocalização fora do período em que são realizadas as buscas ativas (19:00 – 00:00) (BRIDGES; DORCAS, 2000), nós contabilizamos o número de gravações com vocalizações de cada espécie por hora e por mês em todos os pontos. Para verificar se as vocalizações foram distribuídas uniformemente ao longo do período de 24 horas e meses nós utilizamos os dados de frequência relativa, levando em conta os diferentes esforços amostrais entre meses e horas, para realizar testes Qui-Quadrado. Os testes foram realizados no programa R, versão 3.5 (R Core Team, 2018), usando a função “chisq.test”. As espécies utilizadas para essas análises seguiram o critério de terem sido detectadas em mais de 30 gravações do total das gravações (34.148). Desta forma, doze espécies foram consideradas: *Rhinella diptchya*, *Boana albopunctata*, *Dendropsophus jimi*, *Dendropsophus minutus*, *Scinax fuscomarginatus*, *Scinax aff. similis*, *Adenomera saci*, *Adenomera cf. hylaedactyla*, *Leptodactylus furnarius*, *Leptodactylus latrans*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Leptodactylus sertanejo*, *Physalaemus cuvieri* e *Elachistoceis cf. cesarii*.

3.2 - Efeito da metodologia e do período da amostragem na detectabilidade das espécies

Para comparar o monitoramento acústico passivo com a busca ativa a nível de espécie foi feito uma comparação da probabilidade de detecção obtida em cada método para cada espécie detectada em ambas metodologias. Usando o modelo de ocupação de espécie única e estação única, considerando a detectabilidade imperfeita, proposto por Mackenzie et al. (2002), estimamos a probabilidade de detecção, p , para todas as espécies detectadas considerando que a ocupação, ψ , é constante. Nesse modelo proposto por Mackenzie et al. (2002) temos 3 possibilidades: 1) O local está ocupado pela espécie e foi detectada ($\psi \times p$), 2) O local está ocupado mas a espécie não foi detectada ($\psi \times (1-p)$), 3) O local não está ocupado e por isso não foi detectada ($1 - \psi$).

Nós estimamos a probabilidade de detecção de cada espécie nas seis visitas realizadas. Para a busca ativa, utilizamos os dados das espécies registradas durante a amostragem e para o monitoramento passivo, utilizamos os dados de 48 minutos de gravação (durante as 24 horas a partir da busca ativa). Doze espécies foram encontradas por essas duas metodologias nos dias analisados: *R. diptchya*, *B. albopunctata*, *D. jimi*, *D. minutus*, *S. fuscomarginatus*, *A. cf. hylaedactyla*, *L. furnarius*, *L. labyrinthicus*, *L. latrans*, *L. sertanejo*, *P. cuvieri*. e *E. cf. cesarii*. A probabilidade de detecção está relacionada com a probabilidade de determinada espécie estar presente em um local e ser encontrada pela amostragem e pode variar dependendo de alguns fatores como condições ambientais, sazonalidade e métodos de amostragem.

Por se tratar de um estudo de oito meses e com uma estação reprodutiva, nós consideramos que a ocupação é fechada (não mudou) para todas as espécies (MACKENZIE et al., 2003). Em uma primeira análise, todas as doze espécies foram utilizadas e nós consideramos que tanto a ocupação quanto a probabilidade de detecção eram constantes e comparamos a probabilidade de detecção desses modelos nulos. Na segunda análise, utilizamos apenas onze espécies, devido erros de convergência nos modelos da espécie *Boana albopunctata*. Nesta análise nós avaliamos dois fatores que podem interferir na probabilidade de detecção de cada espécie: método (ativo ou passivo) e período (início, meio ou fim da estação reprodutiva). Para isso, construímos 4 modelos candidatos: 1) ocupação e probabilidade de detecção constante, 2) ocupação constante e probabilidade de detecção variando pelo período ou pela metodologia, 3) ocupação constante e probabilidade de detecção variando a metodologia e o período, 4) ocupação constante e probabilidade de detecção variando pela interação entre a metodologia e o período. Avaliamos o ajuste dos modelos globais (modelo 4) e o parâmetro da superdispersão (\hat{c}) usando 100 bootstrap (Tabela S1). Para classificar os modelos, foi utilizado o critério de informação de Akaike, com uma correção para amostras pequenas - AICc, peso (w_i) e delta de Akaike ($\Delta AICc$). Consideramos modelos bem suportados pelos dados aqueles com peso de Akaike maior que 0,05 e $\Delta AICc < 2,00$ (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Todas as análises foram feitas no programa R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2018), usando os pacotes “unmarked” (FISKE; CHANDLER, 2011) e “AICcmodavg” (MAZEROLLE, 2019).

3.3- Efeito das variáveis ambientais na atividade de vocalização das espécies

Nós calculamos as probabilidades de detecção das espécies utilizando os dados de 219 dias de monitoramento passivo. A análise foi centrada em espécies com ocupação aparente entre 20% e 100% e que estavam presentes em pelo menos 10% dos dias. Quatorze espécies seguiram este critério: *R. diptchya*, *B. albopunctata*, *D. jimi*, *D. minutus*, *S. fuscomarginatus*, *S. aff. similis*, *S. fuscovarius*, *A. cf. hylaedactyla*, *L. furnarius*, *L. labyrinthicus*, *L. latrans*, *L. sertanejo*, *P. cuvieri* e *E. cf. cesarii*. Todavia, apenas onze espécies foram utilizadas para essas análises, devido a problemas nos modelos com as espécies *R. diptchya*, *B. albopunctata* e *S. fuscovarius*.

Em monitoramentos de riqueza de espécies, é essencial que haja estudos relacionados a detecção de espécies para reduzir o efeito da detectabilidade imperfeita, por exemplo, quando a espécie está presente e não foi detectada (MAGURRAN et al., 2010). Sendo assim, utilizamos novamente os modelos propostos por Mackenzie et al. (2002), que utiliza a história de detecção da espécie ao longo das visitas para calcular a probabilidade de detecção e verificar quais fatores ambientais afetam mais a detecção das espécies. Para o cálculo da probabilidade de detecção usamos a seguinte fórmula (WEIR et al., 2005):

$$\text{logit}(p_{it}) = \beta_0 + \sum_{k=1}^{k_p} \beta_k \cdot u_{kit}$$

Em que a probabilidade de detecção (p) no sítio i na amostragem t é igual ao intercepto (β_0) somado ao somatório das multiplicações entre o parâmetro estimado de uma covariável (β_k) e o valor de detecção dessa covariável (u_{kit}). As covariáveis consideradas são aquelas que mudam de visita a visita, por exemplo, condições ambientais e horas do dia (MACKENSIE et al. 2002). No nosso caso, consideramos como uma visita as gravações entre 17h e 5h. Em nossos modelos, como covariáveis da probabilidade de detecção, p , testamos: temperatura média da visita, umidade máxima da visita e precipitação total da visita. Essas três variáveis foram escolhidas entre nove covariáveis disponíveis (Temperatura média, temperatura máxima, temperatura mínima, variação da temperatura, umidade média, umidade mínima, variação da umidade e precipitação), após testes de correlação de Spearman entre essas variáveis (Tabela 2). As correlações foram feitas no programa R, versão 3.5 (R Core Team, 2018), usando o pacote “car” (FOX; WEISBERG, 2011). O critério para a escolha das covariáveis foi não haver

correlação moderada ($r_s: \pm 0,40$ a $0,69$), forte ($r_s: \pm 0,70$ a $0,89$) ou muito forte ($r_s: \pm 0,90$ a 1) significativas ($p < 0,05$) (FOWLER, 2009). Sendo assim, desenvolvemos oito modelos de probabilidade de detecção (Tabela 3).

Tabela 2- Valores dos coeficientes de correlação de Spearman (ρ) e P-valor das correlações realizadas. (*) mostram as correlações que não atenderam ao nosso critério.

Correlação	r_s	p-valor
Temperatura		
Temperatura Média - Variação da Temperatura	0,21	<0,01
Temperatura Média - Temperatura Máxima	0,42	<0,01*
Temperatura Média - Temperatura Mínima	0,58	<0,01*
Variação da temperatura - Temperatura Máxima	0,96	<0,01*
Variação da temperatura - Temperatura Mínima	-0,52	<0,01*
Temperatura Maxima - Temperatura Mínima	-0,29	<0,01
Umidade		
Umidade Média - Variação da Umidade	-0,65	<0,01*
Umidade Média - Umidade Máxima	0,73	<0,01*
Umidade Média - Umidade Mínima	0,80	<0,01*
Variação da Umidade - Umidade Máxima	-0,18	<0,01
Variação da Umidade - Umidade Mínima	-0,96	<0,01*
Umidade Maxima - Umidade Mínima	0,35	<0,01
Temperatura x Umidade		
Temperatura Média - Umidade Máxima	-0,01	0,65
Temperatura Média - Umidade Mínima	-0,03	<0,01
Variação da temperatura - Umidade Máxima	-0,25	<0,01
Variação da temperatura - Umidade Mínima	-0,93	<0,01*
Temperatura x Umidade x Prec		
Temperatura Média x Precipitação	0,09	<0,01
Umidade Máxima x Precipitação	0,18	<0,01
Variação da temperatura x Precipitação	-0,56	<0,01*

Tabela 3- Modelos de probabilidade de detecção a serem testados em cada espécie de anuro com ocupação aparente entre 20% e 100%.

Modelo	Modelo
Modelo1	$\psi(.)p(.)$
Modelo2	$\psi(.)p(\text{precipitação})$
Modelo3	$\psi(.)p(\text{umidade máxima})$
Modelo4	$\psi(.)p(\text{temperatura média})$
Modelo5	$\psi(.)p(\text{precipitação} + \text{temperatura média})$
Modelo6	$\psi(.)p(\text{precipitação} + \text{umidade máxima})$
Modelo7	$\psi(.)p(\text{temperatura média} + \text{umidade máxima})$
Modelo8	$\psi(.)p(\text{temperatura média} + \text{umidade máxima} + \text{precipitação})$

Como nosso objetivo está relacionado a probabilidade de detecção, os modelos terão a probabilidade de ocupação constantes $\psi(\cdot)$, que foi calculado da seguinte forma: $\text{logit}(\psi_i) = \beta_0$. Para classificar os modelos, foi utilizado o critério de informação de Akaike. Para averiguar o ajuste dos modelos, nós utilizamos um *bootstrap* paramétrico com a estatística qui-quadrado. Essas análises foram feitas no programa R, versão 3.5 (R Core Team, 2018), usando o pacote “unmarked” (FISKE; CHANDLER, 2011).

RESULTADOS

Variação diária e sazonal na atividade de vocalização

Considerando a variação diária, todas as espécies analisadas (14 espécies) não tiveram a frequência da atividade de vocalização aleatória ou uniformemente distribuída (Tabela 4). De forma que, todas as espécies, com exceção de *Leptodactylus furnarius*, apresentaram maior atividade durante a noite (Figura 2). Todavia, algumas espécies iniciaram a atividade mais cedo, como *Leptodactylus sertanejo*, *Leptodactylus furnarius*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *Adenomera cf. hylaedactyla* (Tabela 4, Figura 2). Além disso, a duração do período de atividade variou, de forma que algumas espécies vocalizaram até o amanhecer, como *Boana albopunctata*, *Dendropsophus jimi*, *Dendropsophus minutus*, *Elachistocleis cf. cesarii*, *Rhinella diptchya*, *Adenomera cf. hylaedactyla* (Tabela 4, Figura 2). E apenas uma espécie, *Adenomera saci*, não vocalizou durante os horários em que foram realizadas as buscas ativas (19:00 – 00:00).

Tabela 4- Resultados do teste qui- quadrado para as quatorze espécies analisadas e os seus respectivos picos diários. X²: estatística qui- quadrado; gl: grau de liberdade; p- nível de significância.

Espécie	Qui- Quadrado	Pico de atividade diário
<i>Boana albopunctata</i>	X ² = 955,12, gl=23, p<0,001	19:00 - 05:00
<i>Dendropsophus jimi</i>	X ² = 620,4, gl=23, p<0,001	19:00 - 05:00
<i>Dendropsophus minutus</i>	X ² = 82,587, gl=23, p<0,001	20:00 - 04:00
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	X ² = 192,47, gl=23, p<0,001	18:00 - 04:00
<i>Leptodactylus furnarius</i>	X ² = 269,87, gl=23, p<0,001	13:00 - 21:00
<i>Elachistoceis cf. cesarii</i>	X ² = 236,22, gl=23, p<0,001	18:00 - 04:00
<i>Physalaemus cuvieri</i>	X ² = 336,02, gl=23, p<0,001	18:00 - 01:00
<i>Rhinella diptchya</i>	X ² = 61,384, gl=23, p<0,001	19:00 - 6:00
<i>Leptodactylus latrans</i>	X ² = 56,561, gl=23, p<0,001	18:00 - 22:00
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	X ² = 64,889, gl=23, p<0,001	16:00 - 22:00
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	X ² = 55,092, gl=23, p<0,001	15:00 - 22:00
<i>Adenomera saci</i>	X ² = 75,738, gl=23, p<0,001	17:00; 01:00; 03:00 -05:00;
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	X ² = 126,16, gl=23, p<0,001	15:00 - 21:00; 01:00- 04:00
<i>Scinax aff. similis</i>	X ² = 66,347, gl=23, p<0,001	20:00 - 01:00

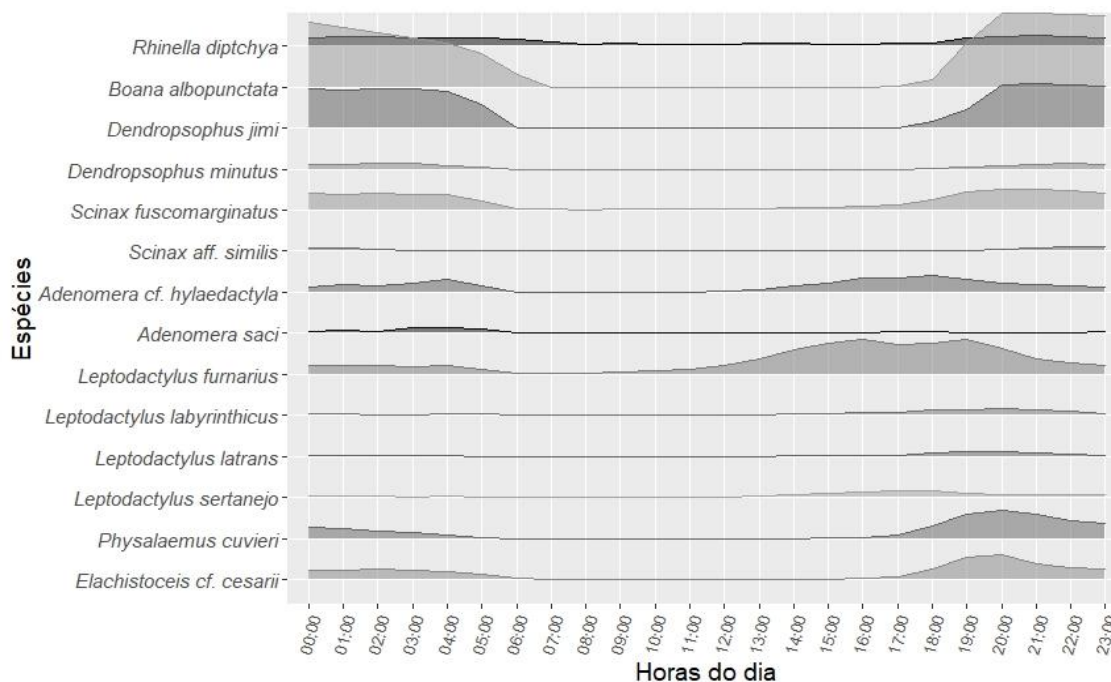


Figura 2- Frequência de vocalizações por espécies proporcional ao esforço amostral realizado no Parque Nacional das Emas.

Considerando a variação sazonal, todas as espécies analisadas não tiveram a frequência da atividade de vocalização aleatória ou uniformemente distribuída ao longo da estação reprodutiva (Tabela 5). Além disso, os meses de maior atividade foram diferentes entre espécies. A maioria apresentou picos de atividade no meio da estação reprodutiva (Figura 3). As espécies *D. jimi*, *S. fuscomarginatus*, apresentaram maior atividade entre os meses de Outubro e Fevereiro, *L. furnarius*, *P. cuvieri*, *L. labyrinthicus* entre os meses de Outubro e Janeiro e *D. minutus*, *L. latrans*, *L. sertanejo* e *S. aff. similis* entre Outubro e Novembro. A espécie *Elachistoceis cf. cesarii* apresentou alta atividade de vocalização entre Novembro e Fevereiro, enquanto *Adenomera cf. hylaedactyla* apresentou entre Outubro e Dezembro e *A. saci* entre Novembro e Dezembro. Todavia, duas espécies tiveram picos de atividades no início e no fim da estação reprodutiva: *R. diptchya* foi a única com atividade apenas em Setembro, e *B. albopunctata* teve seu pico no final da estação reprodutiva (Janeiro – Abril).

Tabela 5- Resultados do teste qui- quadrado para as quatorze espécies analisadas e os seus respectivos picos mensais. X^2 : estatística qui- quadrado; gl: grau de liberdade; p- nível de significância.

Espécie	Qui- Quadrado	Pico de atividade Mensal
<i>Boana albopunctata</i>	$X^2 = 17,08$, gl=7, p<0,01	Janeiro - Abril

<i>Dendropsophus jimi</i>	$X^2 = 63,96$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Fevereiro
<i>Dendropsophus minutus</i>	$X^2 = 23,93$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Novembro
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	$X^2 = 45,34$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Fevereiro
<i>Leptodactylus furnarius</i>	$X^2 = 69,69$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Janeiro
<i>Elachistoceis cf. cesarii</i>	$X^2 = 30,79$, $gl=7$, $p<0,001$	Novembro - Fevereiro
<i>Physalaemus cuvieri</i>	$X^2 = 49,2$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Janeiro
<i>Rhinella diptchya</i>	$X^2 = 47,81$, $gl=7$, $p<0,001$	Setembro
<i>Leptodactylus latrans</i>	$X^2 = 25,61$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Novembro
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	$X^2 = 18,2$, $gl=7$, $p<0,01$	Outubro - Janeiro
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	$X^2 = 28,96$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Novembro
<i>Adenomera saci</i>	$X^2 = 12,47$, $gl=7$, $p<0,001$	Novembro - Dezembro
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	$X^2 = 57,44$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Dezembro
<i>Scinax aff. similis</i>	$X^2 = 9,89$, $gl=7$, $p<0,001$	Outubro - Novembro

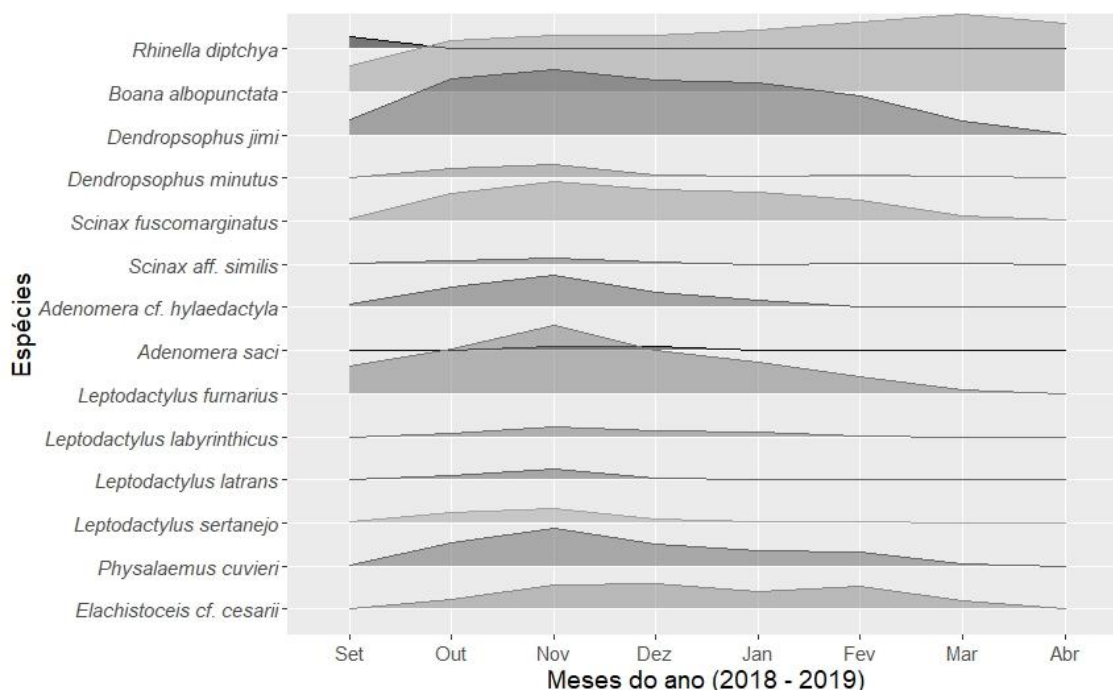


Figura 3- Frequência de vocalizações por espécies proporcional ao esforço amostral.

Efeito da metodologia e do período da amostragem na detectabilidade das espécies

Considerando a comparação dos métodos a nível de espécie, todas as doze espécies registradas na busca ativa foram registradas também pelos gravadores nas 24 horas a partir da busca ativa (48 minutos de gravação). A partir da comparação dos modelos nulos ($\psi(.)p(.)$) das duas metodologias, percebemos que sete espécies tiveram a probabilidade de detecção iguais ou semelhantes entre as duas metodologias: *Adenomera* sp., *B. albopunctata*, *D. jimi*, *E. cf. cesarii*, *L. latrans*, *L. sertanejo* e *R. diptcha* (Tabela 6). Enquanto quatro espécies foram mais eficientemente detectadas por busca ativa: *D. minutus*, *L. labyrinthicus*, *P. cuvieri*, *S. fuscomarginatus* e uma por monitoramento

passivo: *L. furnarius* (Tabela 6). A partir da seleção de modelos, encontramos que o melhor modelo para todas as espécies analisadas é aquele em que a probabilidade de detecção é influenciada pela interação entre o período da estação reprodutiva em que foi realizada as visitas e o tipo de metodologia utilizada (Tabela 7).

Tabela 6. Estimativa dos parâmetros de ocupação (ψ), detectabilidade (p) e erro padrão (SE) de 12 espécies de anuros usando monitoramento ativo e passivo, no Parque Nacional das Emas.

Espécie	ATIVO					PASSIVO				
	$\Psi(\text{obs})$	$\Psi(\cdot)$	$SE\Psi(\cdot)$	$p(\cdot)$	$SEp(\cdot)$	$\Psi(\text{obs})$	$\Psi(\cdot)$	$SE\Psi(\cdot)$	$p(\cdot)$	$SEp(\cdot)$
Bufonidae										
<i>Rhinella diptchya</i>	0,14	1,00	0,24	0,02	0,02	0,28	1,00	0,04	0,05	0,03
Hylidae										
<i>Boana albopunctata</i>	1,00	1,00	0,00	0,91	0,05	1,00	1,00	0,00	0,93	0,04
<i>Dendropsophus jimi</i>	1,00	1,00	0,00	0,57	0,08	1,00	1,00	0,00	0,57	0,08
<i>Dendropsophus minutus</i>	0,28	0,33	0,21	0,29	0,15	0,42	0,82	0,63	0,12	0,10
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	0,86	0,89	0,14	0,43	0,09	1,00	1,00	0,00	0,33	0,07
Leptodactylidae										
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	0,57	1,00	0,03	0,12	0,05	0,57	0,82	0,42	0,17	0,10
<i>Leptodactylus furnarius</i>	1,00	1,00	0,00	0,48	0,08	1,00	1,00	0,00	0,69	0,07
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0,86	0,94	0,16	0,33	0,09	0,42	0,57	0,3	0,21	0,12
<i>Leptodactylus latrans</i>	0,28	0,43	0,34	0,17	0,14	0,28	0,43	0,34	0,17	0,14
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	0,28	0,43	0,34	0,17	0,14	0,42	0,43	0,34	0,17	0,14
<i>Physalaemus cuvieri</i>	1,00	1,00	0,00	0,5	0,08	1,00	1,00	0,00	0,41	0,08
Microhylidae										
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	1,00	1,00	0,00	0,48	0,08	1,00	1,00	0,00	0,48	0,08

Tabela 7. Resultado da seleção de modelos da probabilidade de detecção. Apenas modelos com $\Delta\text{QAICc}/\Delta\text{AICc} < 2$ foram considerados.

Espécie	Modelo	QAICc/ AICc	$\Delta\text{QAICc}/$ ΔAICc	K	-2L	AICcWt	Cum, Wt
Bufonidae							
<i>Rhinella diptcha</i>	$\psi(\cdot)p(\text{metodologia*estação})$	-79,31	0	7	9,3	1	1
Hylidae							
<i>Dendropsophus jimi</i>	$\psi(\cdot)p(\text{metodologia*estação})$	-16,69	0	7	40,6	1	1
<i>Dendropsophus minutus</i>	$\psi(\cdot)p(\text{metodologia*estação})$	-35,05	0	8	10,5	1	1
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	$\psi(\cdot)p(\text{metodologia*estação})$	-5,44	0	7	46,3	1	1
Leptodactylidae							
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	$\psi(\cdot)p(\text{metodologia*estação})$	-39,64	0	7	29,2	1	1

<i>Leptodactylus furnarius</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	7,05	0	8	31,5	1	1
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	-35,12	0	8	10,4	1	1
<i>Leptodactylus latrans</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	-25,08	0	8	15,4	1	1
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	-38,17	0	8	8,9	1	1
<i>Physalaemus cuvieri</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	12,44	0	8	34,9	1	1
Microhylidae							
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$	26,42	0	8	41,2	1	1

Das onze espécies que foram utilizadas para seleção de modelos, apenas as espécies *D. jimi*, *E. cf. cesarii*, *L. furnarius*, *P. cuvieri* e *S. fuscomarginatus* tiveram estimativas de probabilidade de detecção que permitem comparações ($p > 0,01$). Considerando essas espécies, a metodologia passiva é mais eficiente no meio da estação reprodutiva, com exceção de *P. cuvieri* e *S. fuscomarginatus*, para os quais a metodologia ativa foi mais eficiente, e *E. cf. cesarii*, que as duas metodologias tiveram a mesma eficiência nesse período (Tabela 8). Para as espécies *E. cf. cesarii*, *P. cuvieri* e *D. jimi*, a detecção não variou entre métodos no início nem no fim da estação (Tabela 8). Todavia, para a *S. fuscomarginatus*, o monitoramento passivo foi mais eficiente no início da estação e a busca ativa, no final (Tabela 8). A espécie *L. furnarius* foi mais efetivamente detectada pelos gravadores no início da estação, porém no final, a probabilidade de detecção foi semelhante entre as metodologias (Tabela 8).

Tabela 8- Estimativas selecionadas de probabilidade de ocupação e detecção usando os melhores modelos para quatro espécies de anuros no Parque Nacional das Emas. As espécies que possuíam $p < 0.01$ foram desconsideradas. Abreviaturas: p- probabilidade de detecção, SEp- erro padrão da probabilidade de detecção, SE ψ - erro padrão da probabilidade de ocupação, IC- intervalos de confiança.

Espécie	Modelo	p	SEp	IC 5%	IC 95%	ψ	SE ψ
Hylidae							
<i>Dendropsopus jimi</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$					1	0
	p(ativa*início)	0,57	0,13	-0,37	2,77		
	p(ativa*meio)	0,86	0,09	0,81	4,6		
	p(ativa*fim)	0,28	0,12	-2,07	0,24		
	p(passivo*início)	0,5	0,13	-2,18	2,37		
	p(passivo*meio)	1,00	0,00	-381,46	405,13		
	p(passivo*fim)	0,21	0,10	-2,10	1,34		
<i>Scinax. fuscomarginatus</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$					1	0
	p(ativa*início)	0,14	0,09	-3,06	0,65		
	p(ativa*meio)	0,64	0,12	-0,37	2,72		

	p(ativa*fim)	0,36	0,13	-1,68	0,50		
	p(passivo*início)	0,36	0,13	0,22	6,14		
	p(passivo*meio)	0,57	0,13	-1,10	4,44		
	p(passivo*fim)	0,07	0,06	-4,30	0,33		
Leptodactylidae							
<i>Leptodactylus. furnarius</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$					1	0
	p(ativa*início)	0,57	0,13	-0,07	3,24		
	p(ativa*meio)	0,64	0,13	0,21	3,55		
	p(ativa*fim)	0,21	0,10	-2,58	-0,02		
	p(passivo*início)	0,78	0,10	-1,77	3,02		
	p(passivo*meio)	1,00	0,00	-45,8	62,4		
	p(passivo*fim)	0,28	0,12	-1,34	2,11		
<i>Physalaemus cuvieri</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$					1	0
	p(ativa*início)	0,50	0,13	-0,03	3,62		
	p(ativa*meio)	0,85	0,09	1,46	5,70		
	p(ativa*fim)	0,14	0,09	-3,30	-0,29		
	p(passivo*início)	0,5	0,13	-2,60	2,6		
	p(passivo*meio)	0,57	0,13	-4,31	1,30		
	p(passivo*fim)	0,14	0,09	-2,11	2,11		
Microhylidae							
<i>Elachistocelis cf. cesarii</i>	$\psi(.)p(\text{metodologia*estação})$					1	0
	p(ativa*início)	0,21	0,10	-2,67	0,64		
	p(ativa*meio)	0,78	0,10	-0,07	3,24		
	p(ativa*fim)	0,43	0,13	-1,34	0,77		
	p(passivo*início)	0,21	0,10	-2,34	2,34		
	p(passivo*meio)	0,78	0,10	-2,34	2,34		
	p(passivo*fim)	0,42	0,13	-1,50	1,50		

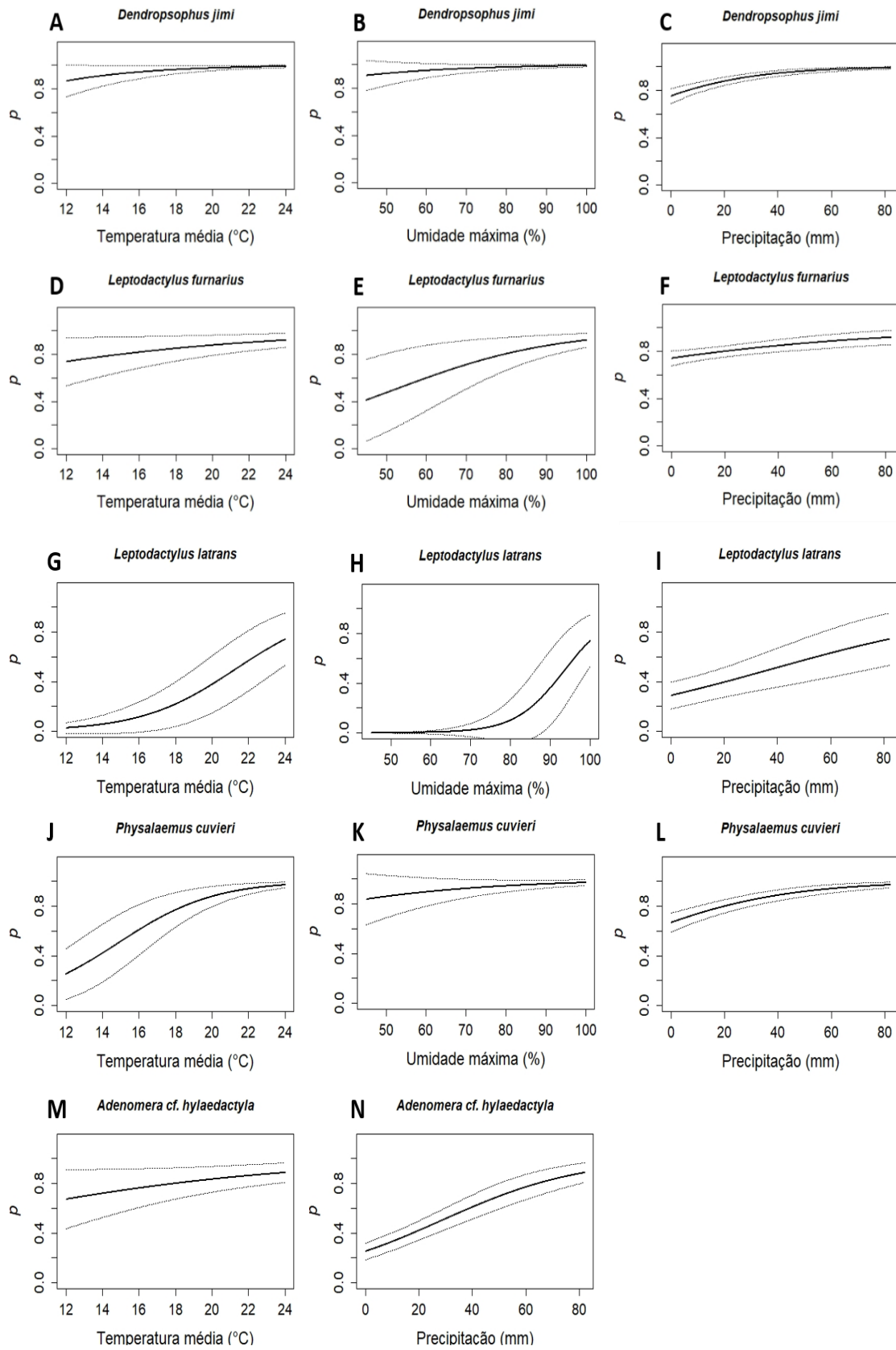
O efeito das variáveis ambientais na atividade de vocalização das espécies

Nós utilizamos onze espécies de anuros para testar o efeito das variáveis ambientais na probabilidade de detecção das espécies. Destas onze espécies, sete tiveram como melhor modelo aquele com todas as variáveis testadas (temperatura média da noite, umidade máxima e precipitação): *D. jimi*, *D. minutus*, *Elachistocelis cf. cesarii*, *L. furnarius*, *L. latrans*, *P. cuvieri* e *S. fuscomarginatus* (Tabela 9). O modelo 6 foi o melhor para as espécies *S. aff. similis* e *L. sertanejo*, o qual há o efeito da precipitação e da umidade máxima. Para a espécie *L. labyrinthicus*, o modelo 7, o qual a o efeito da temperatura média e umidade máxima foi o melhor. Todavia, para as espécies *D. minutus*, *S. fuscomarginatus*, *L. labyrinthicus* e *E. cf. cesarii*, os modelos não tiveram um bom ajuste.

Tabela 9. Resultado da seleção de modelos da probabilidade de detecção. Apenas modelos com $\Delta AIC < 2$ foram considerados. Modelos com * são aqueles que tiveram um bom ajuste ($p < 0,05$).

Espécie	Modelo	AIC	Δ AIC	K	AICcWt	Cum. Wt	P
Hylidae							
<i>Dendropsophus jimi</i>	Modelo 8*	1714,71	0,00	5	0,99	0,99	0,75
<i>Dendropsophus minutus</i>	Modelo 8	1254,64	0,00	5	0,66	0,66	0,00
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	Modelo 8	1837,19	0,00	5	0	1,00	0,00
<i>Scinax aff. similis</i>	Modelo 6*	544,66	0,00	4	0,69	0,69	0,35
	Modelo 8*	546,33	1,67	5	0,30	0,99	0,21
Leptodactylidae							
<i>Adenomera cf. hylaedactyla</i>	Modelo 5*	1589,98	0,00	4	0,62	0,62	0,96
	Modelo 8*	1591,49	1,51	5	0,29	0,92	0,97
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Modelo 8*	1769,18	0,00	5	0,96	0,96	0,88
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	Modelo 7	966,80	0,00	4	0,64	0,64	0,00
	Modelo 8	967,97	1,18	5	0,36	1,00	0,00
<i>Leptodactylus latrans</i>	Modelo 8*	860,53	0,00	5	0,98	0,98	0,20
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	Modelo 6*	883,97	0,00	4	0,32	0,32	0,23
	Modelo 8*	884,22	0,25	5	0,28	0,61	0,27
	Modelo 5*	884,96	0,99	4	0,19	0,81	0,18
	Modelo 2*	885,05	1,08	3	0,18	1,00	0,13
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Modelo 8*	1778,92	0,00	5	0,95	0,95	0,83
Microhylidae							
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	Modelo 8	1787,33	0,00	5	0,00	1	0

Considerando as espécies que os melhores modelos tiveram um bom ajuste, o efeito das variáveis ambientais varia, de forma que, em algumas espécies, uma variável ambiental influencia mais a probabilidade de detecção da espécie que outras variáveis (Figura 4). O aumento da temperatura média aumenta significativamente a probabilidade de detecção da *L. latrans*, *P. cuvieri* (Figura 4). O aumento da umidade máxima da noite aumentou significativamente a probabilidade de detecção de *L. furnarius*, *L. latrans*, *L. sertanejo*, *S. aff. similis* (Figura 4). O aumento da precipitação se relaciona fortemente com o aumento da probabilidade de detecção de *Adenomera cf. hylaedactyla.*, *D. jimi*, *L. latrans*, *L. sertanejo*, *P. cuvieri*, *S. aff. similis* (Figura 4). E a diminuição da variação da temperatura foi importante para o aumento da detecção da *Adenomera sp.*, *L. latrans*, *L. sertanejo* e para a diminuição da detecção de *S. fuscovarius* (Figura 4).



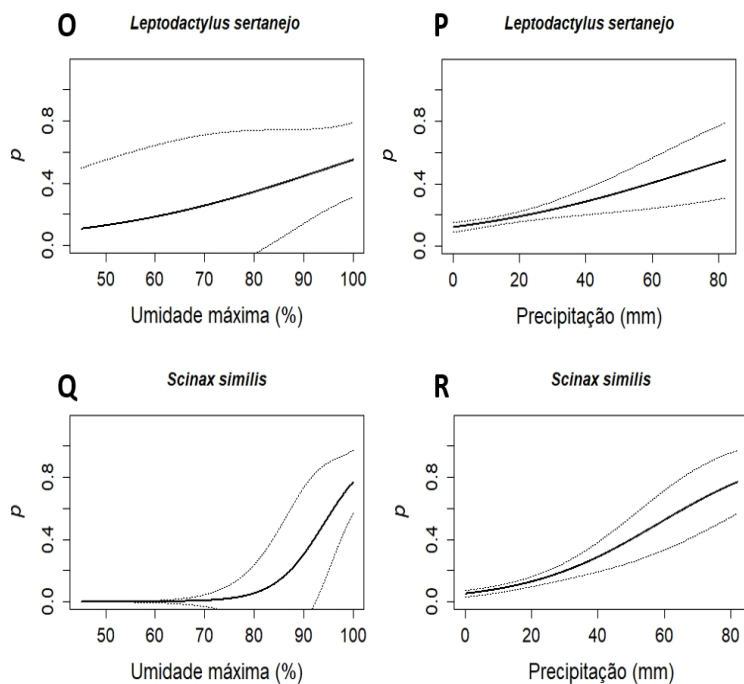


Figura 4- Probabilidade de detecção das espécies variando de acordo com as variáveis ambientais presentes no modelo com $\Delta AICc < 2$ (linhas contínuas pretas). As linhas tracejadas cinzas indicam o intervalo de confiança. Apenas espécies com modelos bem ajustados foram apresentadas.

DISCUSSÃO

A partir dos nossos resultados, averiguamos que a detectabilidade das vocalizações das espécies de anuros varia devido aos fatores hora do dia, mês, metodologia, período da estação reprodutiva e variáveis ambientais. A maioria das espécies têm pico de atividade durante a noite e o pico de espécies vocalizando ocorreu em novembro. A detectabilidade das espécies na busca ativa e no monitoramento acústico passivo depende do período da estação reprodutiva. Além disso, encontramos que a temperatura média, umidade máxima e precipitação afetam a detectabilidade das espécies analisadas.

Em outros trabalhos já foi encontrado diferenças na atividade vocal das espécies ao longo do dia, de forma que a maioria das espécies vocalizam durante a primeira metade da noite, aumentando a atividade logo após o pôr do sol (BRIDGES; DORCAS, 2000; DUARTE et al., 2019; PRADO; JR, 2005; WEIR et al., 2005). Os períodos de maior atividade de vocalização durante a noite provavelmente são determinados para evitar os períodos de alta incidência luminosa, para evitar dessecação ou insolação, e para evitar os períodos mais frios da noite (CARDOSO; HADDAD, 1992, apud BARDIER;

CANAVERO; MANEYRO, 2014). No nosso trabalho, poucas espécies vocalizaram durante o dia e a maioria das espécies apresentou correlação com a temperatura média da noite, de forma que vocalizam mais em noites/ horas mais quentes. Provavelmente, o fato de haver espécies que vocalizam fora do período de pico de atividade (primeira metade da noite) está relacionado com a particionamento temporal de nicho acústico, no qual as espécies vocalizam em um horário específico do dia, para evitar a sobreposição de cantos (FARINA, 2014). A espécie *Adenomera saci*, por exemplo, só vocalizou no fim da tarde (17:00) e de madrugada (01:00, 03:00 - 05:00) e as espécies *Adenomera* cf. *hylaedactyla*, *Leptodactylus furnarius*, *Leptodactylus sertanejo* tiveram maior pico de atividade durante a tarde.

Considerando a atividade de vocalização anual de anuros, a maioria das espécies vocalizam durante a estação chuvosa (BERTOLUCI, 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002), quando os sítios de reprodução estão adequados (AICHINGER, 1987). No nosso trabalho, 5 campos úmidos ficam sem água durante a estação seca. Todavia, embora a atividade de anuros esteja relacionada com a sazonalidade, com maior atividade na estação chuvosa, existe uma variação dentro da estação chuvosa, que vai depender da temperatura, precipitação e história de vida das espécies (CANAVERO et al., 2008). Além disso, o fato das espécies iniciarem o período de reprodução em diferentes meses e terem durações diversas, permite uma segregação temporal que pode reduzir as interações interespecíficas (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002). No nosso trabalho, algumas espécies vocalizaram ao longo dos oito meses do estudo (*Dendropsophus jimi*, *Boana albopunctata*), outras apenas em novembro e dezembro (*Adenomera saci*), ou apenas em setembro (*Rhinella diptchya*).

Para as sete espécies que tiveram bons ajustes de modelo, a temperatura, umidade e precipitação foram variáveis importantes para a detectabilidade das mesmas, como já foi encontrado para outras espécies (PLENDERLEITH et al., 2018). A umidade máxima foi preditora para todas as espécies, com exceção da *Adenomera* cf. *hylaedactyla*, provavelmente por ser um indicativo de proximidade de chuva. E já foi encontrado que o aumento da umidade influencia positivamente a atividade vocal de anuros (OSEN; WASSERSUG, 2002; PEREIRA-RIBEIRO et al., 2015; PLENDERLEITH et al., 2018). A precipitação da noite foi uma preditora para todas as espécies. Embora o aumento da precipitação aumente o número de espécies vocalizando (PRADO; UETANABARO; HADDAD, 2005), para algumas espécies de anuros, como *Eleutherodactylus coqui* e *E.*

cochranae, não aumenta a detectabilidade (OSPINA et al., 2013). Além disso, já foi encontrado diferenças na influência da precipitação na detecção de anuros entre anos mais secos e chuvosos (MARSH, 2000). Considerando a temperatura média da noite, esta não foi uma variável preditora apenas para *S. aff. similis*. Nós encontramos que altas temperaturas aumentam a probabilidade de detecção da maioria das espécies de anuros, o que reforça a ideia de que a temperatura influencia no metabolismo dos anuros e que a atividade de vocalização é inibida por baixas temperaturas (BERTOLUCI, 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002; PLENDERLEITH et al., 2018).

Com relação as detectabilidades das espécies variando dependendo da metodologia e do período da estação reprodutiva em que foi realizada a amostragem, no nosso trabalho, as nove espécies que utilizamos tiveram como melhor modelo de probabilidade de detecção a interação entre a metodologia e o período da estação reprodutiva, de forma que determinada metodologia é melhor dependendo do período da amostragem. A detectabilidade de espécies variando entre esses métodos já foi encontrada em outro trabalho (PARRIS; NORTON; CUNNINGHAM, 1999), bem como entre transectos auditivos e buscas ativas (GUZY; PRICE; DORCAS, 2014). Além disso, já foi encontrado que a quantidade de visitas necessárias para detectar as espécies varia tanto pela espécie quanto pelo período da estação chuvosa (DOSTINE et al., 2013).

Considerando as diferenças nas detectabilidades das espécies dependendo do período, as buscas ativas podem fornecer uma estimativa de ocupação adequada, mesmo quando realizada fora do período de reprodução, quando se compara as buscas ativas com os transectos auditivos (GUZY; PRICE; DORCAS, 2014). No nosso trabalho, por exemplo, a *S. fuscomarginatus*, teve maior probabilidade de ser detectada pela busca ativa no fim do período reprodutivo, provavelmente por ser possível encontrar indivíduos pela busca visual e pela a atividade de vocalização já ter reduzido significativamente, não sendo detectada vocalizando nas gravações. Todavia, quando a espécie é dificilmente encontrada visualmente, as duas metodologias possuem desempenho semelhante, por exemplo, a espécie *E. cf. cesarii* foi encontrada visualmente em apenas uma busca ativa em um dos pontos e apresentou uma detectabilidade semelhante entre metodologias.

Desta forma, percebe-se que a hora do dia, sazonalidade, variáveis ambientais e metodologia são fatores que influenciam a detectabilidades de anfíbios anuros. Todavia, há um efeito de interação entre esses fatores. Considerando a hora do dia e a sazonalidade, a variação interespecífica de vocalização ao longo da noite e da estação reprodutiva está

possivelmente relacionada com os fatores ambientais, precipitação, umidade máxima e temperatura média. Além disso, a eficiência nas detectabilidades entre metodologias depende do período da estação reprodutiva. Entender os fatores que influenciam a detectabilidade de anuros é importante para que os monitoramentos sejam feitos em períodos adequados, utilizando a melhor metodologia (BRIDGES; DORCAS, 2000). Além disso, é necessário ajustar os dados às probabilidades de detecção, para retirar o efeito da variação na probabilidade de detecção e entender melhor outros processos ecológicos (PELLET; SCHMIDT, 2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AICHINGER, M. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. **Oecologia**, v. 71, n. 4, p. 583–592, 1987.

BARDIER, C.; CANAVERO, A.; MANEYRO, R. Temporal and Spatial Activity Patterns of Three Species in the *Leptodactylus fuscus* Group (Amphibia, Leptodactylidae). **South American Journal of Herpetology**, v. 9, n. 2, p. 106–113, 2014.

BEE M. A. Sound source perception in anuran amphibians. **Current Opinion Neurobiology**. v. 22, p. 301-310, 2012.

BERTOLUCI, J. Annual Patterns of Breeding Activity in Atlantic Rainforest Anurans. **Journal of Herpetology**, v. 32, n. 4, p. 607–611, 1998.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia Reptilia**, v. 23, n. 2, p. 161–167, 2002.

BRIDGES, A. S.; DORCAS, M. E. Temporal Variation in Anuran Calling Behavior: Implications for Surveys and Monitoring Programs. **Copeia**, v. 2000, n. 2, p. 587–592, 2000.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, **Springer**, v. 65, 2001

CANAVERO, A. et al. Calling activity patterns in an anuran assemblage: The role of seasonal trends and weather determinants. **North-Western Journal of Zoology**, v. 4, n. 1, p. 29–41, 2008.

COOK, R. P. et al. Effects of temperature and temporal factors on anuran detection probabilities at Cape Cod National Seashore, Massachusetts, USA: Implications for long-term monitoring. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 6, n. 1, p. 25–39, 2011.

CORN, Paul Stephen; BURY, R. B. Sampling methods for Terrestrial Amphibians and Reptiles. **U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**.v.256, p. 1-34, 1990.

DOSTINE, P. L. et al. Factors influencing detection probabilities of frogs in the

monsoonal tropics of northern Australia: Implications for the design of monitoring studies. **Wildlife Research**, v. 40, n. 5, p. 393–402, 2013.

DUARTE, M. H. L. et al. A natural orchestra: how are anuran choruses formed in artificial ponds in southeast Brazil? **Amphibia-Reptilia**, p. 1–10, 2019.

FARINA, A. *Soundscape Ecology. Principles, Patterns, Methods and Applications*. Springer, p.1-315, 2014

FISKE, I., CHANDLER, R.(2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1-23. URL: <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>.

FOWLER, J., COHEN, L., JARVIS, P. *Practical Statistics for Field Biology*. Wiley. Segunda edição, p.272, 1998.

FOX, J., WEISBERG, S. (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

GUZY, J. C.; PRICE, S. J.; DORCAS, M. E. Using multiple methods to assess detection probabilities of riparian-zone anurans: Implications for monitoring. **Wildlife Research**, v. 41, n. 3, p. 243–257, 2014.

HEYER, W. R. et al. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian institution press, p. 384, 1994.

HSU, M.-Y.; KAM, Y.-C.; FELLERS, G. M. Effectiveness of Amphibian Monitoring Techniques in a Taiwanese Subtropical Forest. **Herpetological Journal**, v. 15, p. 73–79, 2005.

KÖHLER, J. et al. The use of bioacoustics in anuran taxonomy: Theory, terminology, methods and recommendations for best practice. **Zootaxa**, v. 4251, n. 1, p. 1–124, 2017.

LLUSIA, D. et al. Environmental and social determinants of anuran lekking behavior: Intraspecific variation in populations at thermal extremes. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 67, n. 3, p. 493–511, 2013.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 2200–2207, 2003.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 10, p. 574–582, 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Plano de manejo do Parque Nacional das Emas. 2004

MARSH, D. M. Variable Responses to Rainfall by Breeding Tungara Frogs. **Copeia**, v. 2000, n. 4, p. 1104–1108, 2000.

MAZEROLLE, M. J. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.2-2. (2019) <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.

OBRIST, M. K. et al. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *In*: Volume 8 - Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories, **Abc Taxa**, v. 8, cap.5 p. 68–99, 2010.

OSEEN, K. L.; WASSERSUG, R. J. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. **Oecologia**, v. 133, n. 4, p. 616–625, 2002.

OSPINA, O. E. et al. Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: Implications for climate change. **Ecosphere**, v. 4, n. 4, 2013.

PARRIS, K. M.; NORTON, T. W.; CUNNINGHAM, R. B. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of south-east Queensland, Australia. **Herpetologica**, v. 55, n. 2, p. 271–283, 1999.

PELLET, J.; SCHMIDT, B. R. Monitoring distributions using call surveys: Estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. **Biological Conservation**, v. 123, n. 1, p. 27–35, 2005.

PEREIRA-RIBEIRO, J. et al. Good timing : evaluating anuran activity and detectability patterns in the Brazilian Atlantic Forest. **Wildlife Research**, v. 46, n. 7, p. 566–572, 2019.

PLENDERLEITH, T. L. et al. Calling phenology of a diverse amphibian assemblage in response to meteorological conditions. **International Journal of Biometeorology**, v. 62,

n. 5, p. 873–882, 2018.

PRADO, G. M. .; JR, J. P. P. Distribuição Espacial E Temporal Dos Anuros Em Um Brejo Na Reserva Biológica de Duas Bocas, Espírito Santo. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 1, p. 685–705, 2005.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RÖDEL, M.-O. R.; ERNST, R. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. **Ecotropica**, v. 10, n. 1, p. 1–14, 2004.

SCHALK, C. M.; SAENZ, D. Environmental drivers of anuran calling phenology in a seasonal Neotropical ecosystem. **Austral Ecology**, v. 41, n. 1, p. 16–27, 2016.

SCHMIDT, B. R. Declining amphibian populations: The pitfalls of count data in the study of diversity, distributions, dynamics, and demography. **Herpetological Journal**, v. 14, n. 4, p. 167–174, 2004.

TOLEDO, L. F. et al. The anuran calling repertoire in the light of social context. **Acta Ethologica**, v. 18, n. 2, p. 87–99, 2015.

WEIR, L. A. et al. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) Routes in Maryland. **Journal of Herpetology**, v. 39, n. 4, p. 627–639, 2005.

WELLS, K. D. The social behaviour of anuran amphibians. **Animal Behaviour**, v. 25, p. 666–693, 1977.

WELLS, K. D., *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago (2007)

WILLACY, R. J.; MAHONY, M.; NEWELL, D. A. If a frog calls in the forest: Bioacoustic monitoring reveals the breeding phenology of the endangered Richmond Range mountain frog (*Phyllorhina richmondensis*). **Austral Ecology**, v. 40, n. 6, p. 625–633, 2015.

ZIMMERMAN, B. L.; SIMBERLOFF, D. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. **Journal of Biogeography**, v. 23, n. 1, p. 27–46,

1996.

Capítulo 3

Material suplementar

Tabela S1. Resultado da seleção de modelos da probabilidade de detecção comparando diferentes metodologias e períodos das estações, com todos os modelos utilizados.

Espécie	Modelo	QAICc/AICc	Δ QAICc/ Δ AICc	AICcWt	Cum. Wt	K	-2l
Bufonidae							
<i>Rhinella diptcha</i>							
(Modelo global: $\chi^2=4,95$, $p=0,37$, $\hat{c}= 0,9$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol}*\text{est})$	-79,31	0,00	1	1	7	9,34
	$\psi(.)p(.)$	32,90	112,2	0	1	2	12,94
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	39,53	118,84	0	1	3	12,77
	$\psi(.)p(\text{est})$	47,07	126,38	0	1	4	9,53
	$\psi(.)p(\text{metodol}+\text{est})$	88,69	168,00	0	1	5	9,34
Hylidae							
<i>Dendropsophus jimi</i>							
(Modelo global: $\chi^2=732,42$, $p=0,4$, $\hat{c}= 0,92$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol}*\text{est})$	-16,69	0,00	1	1	7	40,66
	$\psi(.)p(\text{est})$	112,58	129,27	0	1	4	42,29
	$\psi(.)p(.)$	121,73	138,42	0	1	2	57,37
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	128,73	145,42	0	1	3	57,37
	$\psi(.)p(\text{metodol}+\text{est})$	154,57	171,26	0	1	5	42,29
<i>Dendropsophus minutus</i>							
(Modelo global: $\chi^2=556,93$, $p=0,08$, $\hat{c}= 2,43$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol}*\text{est})$	-35,05	0,00	1	1	8	10,48
	$\psi(.)p(.)$	37,92	72,97	0	1	3	11,96
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	51,92	86,97	0	1	4	11,96
	$\psi(.)p(\text{est})$	92,62	127,73	0	1	5	11,34
	$\psi(.)p(\text{metodol}+\text{est})$	-	-	0	1	6	11,34
<i>Scinax fuscomarginatus</i>							
(Modelo global: $\chi^2=1161,29$, $p=0,48$, $\hat{c}= 0,64$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol}*\text{est})$	-5,44	0,00	1	1	7	46,28
	$\psi(.)p(.)$	116,5	121,94	0	1	2	54,75
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	123,3	128,73	0	1	3	54,64
	$\psi(.)p(\text{est})$	126,11	131,55	0	1	4	49,05
	$\psi(.)p(\text{metodol}+\text{est})$	167,87	173,31	0	1	5	48,93
Leptodactylidae							
<i>Adenomera</i> sp.							
(Modelo global: $\chi^2=354,56$, $p=0,21$, $\hat{c}= 0,78$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol}*\text{est})$	-39,64	0,00	1	1	7	29,18
	$\psi(.)p(.)$	71,46	11,10	0	1	2	32,23
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	78,35	118,00	0	1	3	32,28
	$\psi(.)p(\text{est})$	88,31	127,95	0	1	4	30,15
	$\psi(.)p(\text{metodol}+\text{est})$	130,19	169,83	0	1	5	30,1
<i>Leptodactylus furnarius</i>							
(Modelo global: $\chi^2=1118,64$, $p=0,15$, $\hat{c}= 1,32$)							

	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	7,05	0,00	1	1	8	31,52
	$\psi(.)p(.)$	100,44	93,40	0	1	3	43,22
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	111,41	104,36	0	1	4	41,71
	$\psi(.)p(\text{est})$	140,40	133,36	0	1	5	35,2
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1	6	33,17
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>							
(Modelo global: $\chi^2=2240,33$, $p=0,05$, $\hat{c}= 3,5$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	-35,12	0,00	1	1	8	10,44
	$\psi(.)p(.)$	36,66	73,78	0	1	3	12,33
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	51,28	86,40	0	1	4	11,64
	$\psi(.)p(\text{est})$	93,49	128,61	0	1	5	11,74
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1	6	11,01
<i>Leptodactylus latrans</i>							
(Modelo global: $\chi^2=211,01$, $p=0,29$, $\hat{c}= 0,89$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	-25,08	0,00	1	1	8	15,46
	$\psi(.)p(.)$	47,44	72,52	0	1	3	16,72
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	61,44	86,52	0	1	4	16,72
	$\psi(.)p(\text{est})$	102,46	127,54	0	1	5	16,23
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1	6	16,23
<i>Leptodactylus sertanejo</i>							
(Modelo global: $\chi^2=234,88$, $p=0,10$, $\hat{c}= 2,15$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	-38,17	0,00	1	1	8	8,91
	$\psi(.)p(.)$	36,03	74,2	0	1		
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	49,73	87,9	0	1		
	$\psi(.)p(\text{est})$	88,54	126,71	0	1		
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1		
<i>Physalaemus cuvieri</i>							
(Modelo global: $\chi^2=2731,58$, $p=0,17$, $\hat{c}= 1,35$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	12,44	0,00	1	1	8	34,92
	$\psi(.)p(.)$	99,69	87,26	0	1	3	42,85
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	113,12	100,69	0	1	4	42,56
	$\psi(.)p(\text{est})$	140,58	128,15	0	1	5	35,29
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1	6	34,92
Microhylidae							
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>							
(Modelo global: $\chi^2=2276,81$, $p=0,32$, $\hat{c}= 1,17$)							
	$\psi(.)p(\text{metodol*est})$	26,42	0,00	1	1	8	41,21
	$\psi(.)p(.)$	113,37	86,94	0	1	3	49,68
	$\psi(.)p(\text{metodol})$	127,37	100,94	0	1	4	49,68
	$\psi(.)p(\text{est})$	152,42	126	0	1	5	41,21
	$\psi(.)p(\text{metodol+est})$	-	-	0	1	6	41,21

S2. Resultado da seleção de modelos da probabilidade de detecção verificando o efeito das variáveis ambientais, com todos os modelos utilizados.

Espécie	Modelo	K	AIC	Δ AIC	AICWt	Cum.Wt
Hylidae						
<i>Dendropsophus jimi</i>	Modelo8	5	1714,71	0	0,99	0,99
	Modelo5	4	1724,35	9,64	>0,01	1,00
	Modelo6	4	1749,22	34,51	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1763,19	48,48	>0,01	1,00
	Modelo7	4	1764,71	50,01	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1773,58	58,88	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1811,91	97,21	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1825,74	111,03	>0,01	1,00
<i>Dendropsophus minutus</i>	Modelo8	5	1245,11	0	0,66	0,66
	Modelo6	4	1255,99	1,35	0,34	1,00
	Modelo5	4	1283,17	28,52	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1286,51	31,86	>0,01	1,00
	Modelo7	4	1291,20	36,55	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1294,67	40,03	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1320,14	65,50	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1326,28	71,64	>0,01	1,00
<i>Scinax fuscomarginatus</i>						1,00
	Modelo8	5	1837,19	1	1	1,00
	Modelo5	4	1852,38	15,19	>0,01	1,00
	Modelo6	4	1853,13	15,93	>0,01	1,00
	Modelo7	4	1870,77	33,58	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1871,85	34,66	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1885,72	48,52	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1892,34	55,14	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1911,28	74,08	>0,01	1,00
	<i>Scinax aff. similis</i>	Modelo6	4	544,66	0,00	0,69
Modelo8		5	546,33	1,67	0,30	0,99
Modelo2		3	555,00	10,34	>0,01	1,00
Modelo5		4	556,83	12,18	>0,01	1,00
Modelo3		3	572,31	27,65	>0,01	1,00
Modelo7		4	574,20	29,54	>0,01	1,00
Modelo1		2	590,74	46,08	>0,01	1,00
Modelo4		3	592,74	48,06	>0,01	1,00
Leptodactylidae						
<i>Adenomera sp</i>	Modelo5	4	1589,98	0,00	0,62	0,62
	Modelo8	5	1591,49	1,51	0,29	0,92
	Modelo2	3	1594,65	4,67	0,06	0,98
	Modelo6	4	1596,46	6,48	0,02	1,00
	Modelo4	3	1640,19	50,21	>0,01	1,00
	Modelo7	4	1641,57	51,59	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1648,84	58,86	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1650,67	60,69	>0,01	1,00
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Modelo8	5	1769,18	0,00	0,96	0,96

	Modelo7	4	1776,72	7,54	0,22	0,98
	Modelo6	4	1776,86	7,67	0,21	1,00
	Modelo5	4	1785,61	16,43	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1787,29	18,10	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1792,72	23,54	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1796,18	26,99	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1806,54	37,36	>0,01	1,00
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	Modelo7	4	966,8	0,00	0,64	0,64
	Modelo8	5	967,97	1,18	0,36	1,00
	Modelo5	4	981,20	14,40	>0,01	1,00
	Modelo4	3	981,46	14,66	>0,01	1,00
	Modelo3	3	986,93	20,14	>0,01	1,00
	Modelo6	4	987,87	21,08	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1002,87	36,07	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1003,88	37,09	>0,01	1,00
<i>Leptodactylus latrans</i>	Modelo8	5	860,53	0,00	0,98	0,98
	Modelo7	4	868,47	7,94	0,19	1,00
	Modelo6	4	887,04	26,51	>0,01	1,00
	Modelo5	4	891,97	31,44	>0,01	1,00
	Modelo3	3	895,63	35,10	>0,01	1,00
	Modelo4	3	901,57	41,04	>0,01	1,00
	Modelo2	3	922,34	61,81	>0,01	1,00
	Modelo1	2	932,99	72,46	>0,01	1,00
<i>Leptodactylus sertanejo</i>	Modelo6	4	883,97	0,00	0,32	0,32
	Modelo8	5	884,22	0,25	0,28	0,61
	Modelo5	4	884,96	0,99	0,19	0,81
	Modelo2	3	885,05	1,08	0,18	1,00
	Modelo7	4	894,12	10,15	0,02	1,00
	Modelo3	3	894,25	10,28	0,01	1,00
	Modelo4	3	896,77	12,80	>0,01	1,00
	Modelo1	2	897,53	13,55	>0,01	1,00
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Modelo8	5	1778,92	0,00	0,95	0,58
	Modelo5	4	1784,91	5,99	0,48	0,95
	Modelo7	4	1820,00	41,08	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1825,79	46,87	>0,01	1,00
	Modelo6	4	1860,05	81,12	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1870,99	92,07	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1910,53	131,61	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1921,72	142,80	>0,01	1,00
Microhylidae						
<i>Elachistocleis cf. cesarii</i>	Modelo8	5	1787,33	0,00	1,00	1,00
	Modelo7	4	1812,08	24,75	>0,01	1,00
	Modelo5	4	1825,07	37,74	>0,01	1,00
	Modelo6	4	1846,03	58,70	>0,01	1,00
	Modelo4	3	1849,81	62,48	>0,01	1,00
	Modelo3	3	1878,10	90,77	>0,01	1,00
	Modelo2	3	1891,96	104,63	>0,01	1,00
	Modelo1	2	1924,66	137,32	>0,01	1,00

CONCLUSÕES

A partir do monitoramento acústico passivo no Parque Nacional das Emas (PNE) foi possível complementar o inventário de espécies, identificar os cenários em que as buscas ativas e o monitoramento passivo são mais eficientes em mensurar a riqueza de espécie e entender como a detectabilidade da vocalização das espécies varia em função da variação diária, sazonal, metodologia e variáveis ambientais.

Com relação ao inventário de espécies de anuros, o monitoramento acústico passivo possibilitou o registro de seis espécies que nunca tinham sido registradas no interior do parque. Além disso, o monitoramento passivo poderá auxiliar posteriormente em novos registros, devido ao fato de, provavelmente, haver mais espécies a serem encontradas no PNE.

Considerando as comparações entre busca ativa e monitoramento acústico passivo, nós encontramos que, de modo geral, ambas as metodologias são eficientes. Mesmo com duração de gravação curta, a maior quantidade de dias e horários possibilita o registro de mais espécies do que a busca ativa, restrita a um dia e determinada janela de tempo. Desta forma, quando o estudo for de curto prazo, onde o gravador fica apenas um dia/período registrando, as buscas ativas são mais recomendadas. Quando o estudo possibilitar uma maior amostragem dos registradores, é recomendado utilizar o monitoramento passivo ou se possível, ambas as metodologias, devido a diferença de detectabilidade entre metodologias durante a estação.

Por fim, encontramos que as espécies têm pico de atividade em diferentes horários do dia e em diferentes meses. Além disso, algumas variáveis ambientais influenciam mais determinada espécie do que outras. Sendo assim, destacamos a importância de considerar a variação temporal e ambiental para a detectabilidades de anuros para que os monitoramentos sejam eficientes, amostrando mais espécies e evitando a detectabilidade imperfeita.